



Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna



Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt



Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement



lebensministerium.at

Der Einfluss von Schwallbetrieb auf den Fischbestand der Oberen Drau

Wien, im Dezember 2011





Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich / *We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria*

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für versorgende Verwaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use soil, water, air, energy and bioversity*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support an environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food as well as renewable resources*

Impressum

Auftraggeber:

VERBUND - Austrian Hydro Power AG
Am Hof 6A
1010 Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
Stubenring 1
1012 Wien

Auftragnehmer:

Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Max-Emanuel-Straße 17
1180 Wien

Autoren:

DI Günther Unfer
DI Patrick Leitner
Dr. Wolfram Graf
DI Stefan Auer MSc

Unter Mitarbeit von:

DI Bärbel Außerer
Nadja Danielovsky
DI Stefan Fuchshuber
Mag. Michael Gallowitsch
DI Adriana Golemac
DI Dr. Anne Hartmann
DI Dr. Christoph Hauer
Wolfram Hirth
DI Thomas Huber
PD Dr. Martin Kainz
Kevin Moog
Univ. Prof. Dr. Otto Moog
Gerald Ochsenhofer
DDI Kurt Pinter
Myriam Riedl
Anna Schwarzmayr
Martin Seebacher
DI Laura Steiner
DI Dr. Christian Wiesner
DI Bernhard Zeiringer
Katrina Zsifkovits

Inhalt

1	Einleitung und Zielsetzung	1
1.1	Zielsetzung der Schwallstudie	1
1.2	Schwall und Sunk Erscheinungen	2
1.2.1	Driftfallen.....	5
1.2.2	Maßnahmen zur optimierten Steuerung des Schwall und Sunk Betriebes:	5
2	Untersuchungsgebiet.....	6
2.1	Drau	7
2.1.1	Allgemeines	7
2.1.2	Revitalisierungsmaßnahmen	8
2.1.3	Schwalleinfluss	9
2.2	Möll	11
2.2.1	Allgemeines	11
2.2.2	Schwalleinfluss	12
2.3	Hydrographische Beschreibung der Oberen Drau	13
2.3.1	Abflussmengen	13
2.3.2	Schwallamplituden.....	18
2.4	Untersuchungsstellen zur Analyse des Makrozoobenthos	27
2.4.1	Drau bei Nikolsdorf	27
2.4.2	Drau bei Kleblach	28
2.4.3	Drau bei Rosenheim	29
2.4.4	Möll bei Möllbrücke	30
3	Methodik	32
3.1	Aufnahmemethodik zu Hypothese 1	34
3.1.1	Visuelle Aufnahmen von Sunkereignissen	35
3.2	Aufnahmemethodik zu Hypothese 2	37
3.2.1	Termine und Umfang	38
3.2.2	Streifenbefischung in Strukturen	40
3.2.3	Auswertung.....	43
3.3	Aufnahmemethodik zu Hypothese 3	46
3.3.1	Habitaterfassung.....	47
3.3.2	Habitatnutzungskurven	48
3.3.3	Hydromorphologische Modellierung	50

3.4	Aufnahmemethodik zu Hypothese 4	54
3.4.1	Probennahme	55
3.4.2	Lipidanalysen	56
3.4.3	Gravimetrie	56
3.4.4	Veresterung	57
3.4.5	Gaschromatographie	58
3.5	Aufnahmemethodik zu Hypothese 5	59
3.5.1	Zustand des Makrozoobenthos im Gewässer	60
3.5.2	Magenanalysen	71
3.5.3	Wassertemperatur	76
4	Ergebnisse	77
4.1	Ergebnisse zu Hypothese 1	77
4.1.1	Visuelle Aufnahmen von Sunkereignissen	78
4.2	Ergebnisse zu Hypothese 2	83
4.2.1	Befischte Fläche	84
4.2.2	Gesamtfang der 0+-Fische	86
4.2.3	Individuendichte	90
4.2.4	Längenhäufigkeitsverteilung	96
4.2.5	Längen/Gewichts-Korrelation	103
4.2.6	Abflussmengen	107
4.2.7	Schwallamplituden	112
4.3	Ergebnisse zu Hypothese 3	114
4.3.1	Individuendichte	115
4.3.2	Längenhäufigkeitsverteilung	116
4.3.3	Habitatnutzungskurven	125
4.3.4	Hydromorphologische Modellierung	132
4.4	Ergebnisse zu Hypothese 4	134
4.4.1	Fettkonzentrationen der Äsche	135
4.5	Ergebnisse zu Hypothese 5	139
4.5.1	Zustand des Makrozoobenthos im Gewässer	140
4.5.2	Magenanalysen	175
4.5.3	Wassertemperatur	188
5	Synthese	194
5.1	Einleitung	194
5.2	Stranden und Drift früher Jungfischstadien	195
5.3	Strandungsrisiko in Abhängigkeit von Uferstruktur und Wasserführung	197

5.4	Quantifizierung gestrandeter Jungfische	201
5.5	Schwalleinfluss auf Forellen	203
5.6	Der Einfluss des natürlichen Abflussgeschehens auf die Äschenpopulation der Oberen Drau 205	
5.7	Entwicklung der Jungfischdichten im Jahresverlauf	207
5.8	Schwallbedingte Veränderungen des Lebensraumangebotes im Herbst	210
5.9	Nutzung bzw. Eignung unterschiedlicher Strukturen/Teillebensräume in Abhängigkeit der Jahreszeit.....	212
5.10	Wachstum der Jungäschen flussauf bzw. flussab des Schwalleinstoßes.....	216
5.11	Makrozoobenthos unter Schwalleinfluss	219
5.12	Vergleich unterschiedlicher Bewertungsmethoden an der Oberen Drau	220
5.13	Zustand des Makrozoobenthos in ständig mit Wasser benetzten Habitaten	221
5.14	Zustand des Makrozoobenthos in wechselfeuchten Zonen	224
5.15	Makrozoobenthische Drift.....	225
5.16	Nahrungsangebot und Fressverhalten juveniler Äschen	226
5.17	Energetischer Zustand juveniler Äschen.....	229
5.18	Einfluss von Stauraumpülungen des Ausgleichsspeichers Rottau	230
5.19	Situation der Möll flussauf der Möll-Malta Kraftwerksgruppe	232
5.20	Einfluss von Schwallbetrieb auf die Fischbestände im Gesamtuntersuchungsgebiet	233
6	Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen im Einflussbereich der Malta Kraftwerksgruppe des Verbund	236
6.1	Anpassung der Betriebsweise des Kraftwerkes zur Vermeidung bzw. Milderung von Strandungsschäden.....	236
6.2	Maßnahmen zur Reaktivierung der Unteren Möll als Äschenlebensraum	240
6.3	Umsetzung weiterer Strukturierungsmaßnahmen in der Drau	241

1 Einleitung und Zielsetzung

Die vorliegende Studie wurde in ausgezeichneter Zusammenarbeit mit den Auftraggebern erarbeitet; Herrn DI Johann Schuster und dem Team der Malta-Kraftwerksgruppe sei dafür explizit gedankt.

Untersuchungen im Rahmen verschiedener Projekte an der Oberen Drau haben gezeigt, dass v. a. die ehemals hervorragenden Äschenbestände der Drau seit den späten 1980er Jahren massiv zurückgehen (Jungwirth et al. 1990, Eberstaller et al. 1993, Unfer et al. 2004). Dieser Bestandsrückgang kann mit dem Einfluss von Schwallbetrieb auf die Obere Drau in Zusammenhang gebracht werden.

Besonders dramatisch ist der Fischrückgang flussab des Kraftwerks (KW) Malta-Unterstufe, dessen Schwall bei Sachsenburg in die Drau einstößt. Bereits im Rahmen der RUVF (Jungwirth et al. 1990) war eine deutliche Abnahme der Fischbestände flussab von Sachsenburg festzustellen. Auch die Dichten bzw. Biomassen der Fischnährtiere (Makrozoobenthos – MZB) waren zu diesem Zeitpunkt um ca. 80% vermindert und eine deutliche Verschiebung in der Artenzusammensetzung feststellbar (Jungwirth et al. 1990). Ein direkter Zusammenhang zwischen Makrozoobenthosbiomassen und Fischdichte/-biomasse ist aber dennoch nicht gegeben, da Fische selektiv fressen und u. U. nur gewisse Arten, Stadien oder Größenklassen als Nahrung nutzen. Außerdem besteht Fischnahrung bevorzugt aus abdriftenden Evertebraten und auch Anflug (terrestrische Insekten oder Imagos aquatischer Insekten).

Eine weitere wesentliche Veränderung erfuhr der Lebensraum Obere Drau durch die Inbetriebnahme des KW-Strassen-Amlach in Osttirol. Seit 1989 ist auch der Drauabschnitt zwischen Lienz und Sachsenburg durch Schwallbetrieb beeinflusst. Angesichts der vergleichsweise geringen Schwallamplituden wurde aber zunächst angenommen, dass die Auswirkungen des KW-Strassen-Amlach auf die Biozönose der Drau vernachlässigbar wären. Vor allem die Untersuchungsergebnisse im Rahmen der beiden EU-LIFE Projekte (Unfer et al. 2004 und 2011) lassen aber an dieser Annahme zweifeln. Mit Ausnahme der Inbetriebnahme des KW-Strassen-Amlach hat sich nämlich seit den späten 1980er Jahren kein anderer Lebensraumparameter wesentlich verändert. Ein deutlich ausgeprägter Äschenrückgang ist aber bereits zu Beginn der 1990er Jahre festzustellen, also unmittelbar auf die Inbetriebnahme von Strassen-Amlach folgend (Eberstaller et al. 1993), was einen Zusammenhang mit dem Schwallbetrieb wahrscheinlich macht.

Bezüglich der Lebensraumqualität sind bereits seit den 1990er Jahren Bestrebungen zur Revitalisierung der Oberen Drau im Gang. Die mittlerweile zahlreich umgesetzten Maßnahmen, in erster Linie Aufweitungen, zeigen auch deutliche Erfolge und die Äschenbestände flussauf von Sachsenburg weisen, trotz unvermindertem Schwalleinfluss, einen Trend zur Erholung auf (Unfer et al. 2011), der zumindest zum Großteil den strukturellen Verbesserungen zuzuschreiben ist.

1.1 Zielsetzung der Schwallstudie

Die vorliegende Studie untersucht den Einfluss von Schwallbetrieb auf Fischbestände und Fischnährtiere. Dabei galt es, am Beispiel der Oberen Drau, die kausalen Zusammenhänge zwischen Schwall-

/Sunkereignissen und den Entwicklungsschritten juveniler Äschen so genau wie möglich zu erfassen und mit den vorherrschenden abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen zu verknüpfen. Durch das Erfassen von Ursache-Wirkungszusammenhängen zwischen Schwall/Sunk und der Entwicklungsbiologie der Zielfischart Äsche werden Maßnahmen zur Milderung potentieller negativer Einflüsse von Schwallbetrieb vorgeschlagen. Entsprechende Forschungsgrundlagen fehlten bisher bzw. sind auch international nicht verfügbar.

Das Untersuchungsgebiet Obere Drau ist v. a. deshalb besonders gut zur Durchführung des Projekts geeignet, da bereits seit den späten 1980er Jahren umfangreiches Datenmaterial zur Entwicklung der Fischbestände vorliegt und auch hydro- und morphometrische Aufnahmen zur Verfügung stehen, die in das Projekt einfließen können. Allerdings weist das Untersuchungsgebiet keine gänzlich schwallfreie Referenzsituation auf, die zu Vergleichszwecken und zur statistischen Absicherung der Ergebnisse wünschenswert gewesen wären.

Vorrangig wurden folgende fünf Hypothesen geprüft:

Hypothese 1: Frühe Larvenstadien der Äsche stranden bei Sunk bzw. werden bei Schwall abgedriftet und so wird die Larvendichte bereits früh reduziert.

Hypothese 2: Während der Zeit mit erhöhtem Basisabfluss (Juni – September) entwickeln sich die Jungäschen in unterschiedlich durch Schwall beeinflussten Bereichen hinsichtlich Wachstum und Kondition annähernd gleich gut.

Hypothese 3: Spezielle Strukturen erhöhen die Überlebensraten. Es existieren klare Unterschiede hinsichtlich der Eignung verschiedener Habitattypen für die einzelnen Jungfischstadien der Äsche unter Schwalleinfluss.

Hypothese 4: Zwischen Spätherbst und Frühling kommt es zu Energiedefiziten in durch Schwall beeinflussten Bereichen, die über die Wintermonate zu erhöhter Mortalität führen.

Hypothese 5: Reduzierte Nahrungsverfügbarkeit und /oder Temperaturänderungen in durch Schwall beeinflussten Abschnitten sind für die geringen (Winter-) Überlebensraten juveniler Äschen verantwortlich.

1.2 Schwall und Sunk Erscheinungen

Regelmäßige Abflussschwankungen in kurzen Abständen mit raschem Abflussanstieg und -abfall werden als Schwall/Sunk bezeichnet.

Speicherkraftwerke, die je nach Bedarf Strom produzieren und je nach dem mehr oder weniger Wasser ablassen, verursachen diese Erscheinungen und bewirken einen ein- oder mehrfachen Tagesrhythmus (meist zwei bis drei Mal täglich).

Aus ökologischer Sicht liegt das Problem der Schwall/Sunk Erscheinungen einerseits in den sich ständig wechselnden Lebensraumbedingungen, andererseits im hydraulischen Stress durch den veränderten Abfluss (Strömungsgeschwindigkeit, Trübung, Feststofftransport etc.) (vgl. Pfandler et al. s.a.).

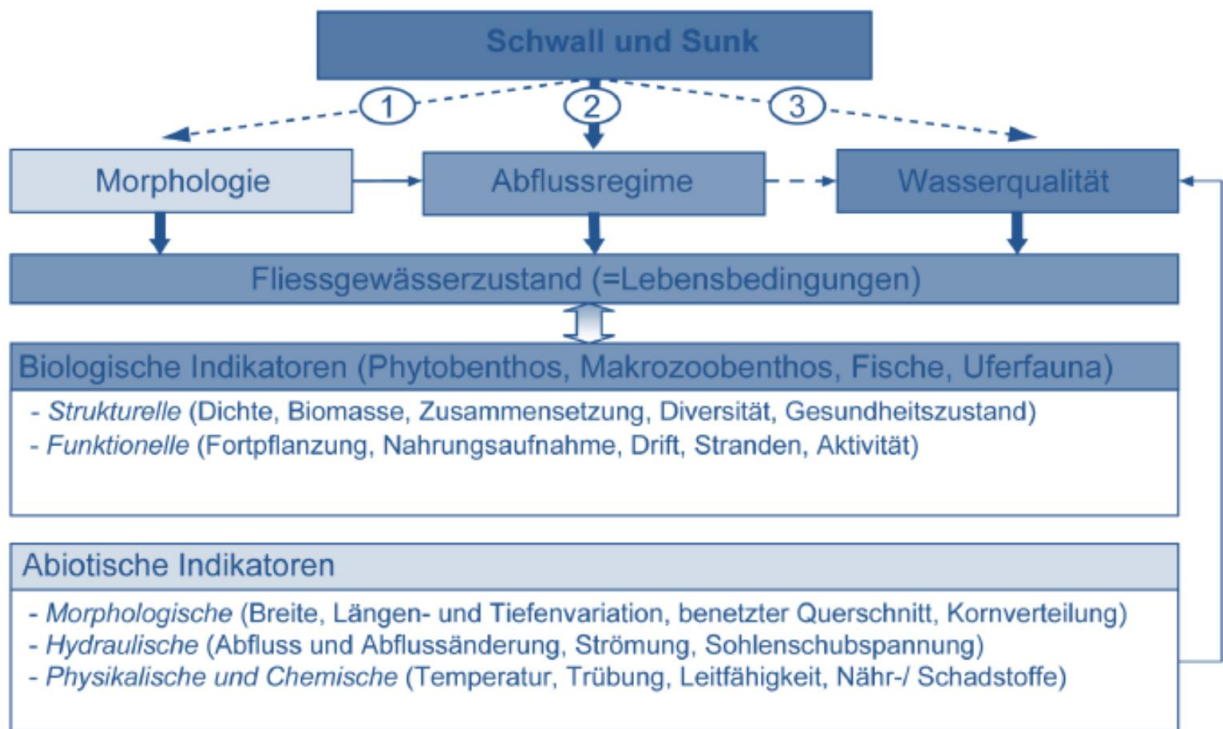


Abb. 1.1: Beeinflussung des Gewässerzustandes nach Meile et al. (2005)

Die negativen Auswirkungen der Schwall/Sunk Erscheinungen können in kurz- und langfristig unterteilt werden. Unter den kurzfristig auftretenden Defiziten versteht man immer wieder kehrende Prozesse aufgrund der Pegelschwankungen. Langfristige Probleme sind Folgen der wiederholten kurzfristigen Beeinträchtigungen des Gewässers.

Beispiele für kurzfristige Beeinträchtigungen:

- starker hydraulischer Druck auf die Gewässersohle
- Änderung der Wassertemperatur
- Änderung der Wassertrübung

Beispiele für langfristige Beeinträchtigungen:

- Reduktion der Biomasse, der Abundanz und der Artenvielfalt von Wasserpflanzen, wirbellosen Tieren (Evertebraten) und Fischen
- Verhinderung bzw. Verringerung der natürlichen Fortpflanzung von Fischen und Makrozoobenthos durch erhöhte Sohlkolmation, fehlendes Nahrungsangebot für Jungfische, Trockenfallen von Laichplätzen, Wegspülen von Fischeiern und Verdriften von Fischlarven und Makrozoobenthos
- Steigerung der Kolmation durch Vibrationseffekt, der durch die Abflussänderungen bedingt zu einem höheren Eintrag von Feinmaterial in die Sohle führen kann und damit die für Fische und Benthos essentiellen Lückenräume verstopft

Bei der Betrachtung langfristiger Beeinträchtigungen müssen aber noch weitere Einflussfaktoren (wie z.B. Wasserqualität, Vernetzung, Flussmorphologie, Abflussregime und weitere anthropogene Nutzungen) miteinbezogen werden.

Die unterschiedlichen Beeinträchtigungen verstärken einander meist oft noch gegenseitig:

- Wiederkehrende Bewegungen in der Sohle aufgrund des Schwall schränken die natürliche Reproduktion der Fische ein und reduzieren die Biomasse, Abundanz und Artenvielfalt der pflanzlichen und tierischen Sohlenbewohner (Benthos) erheblich.
- Periodisches Trockenfallen von Teilen der Gewässersohle in der Sunkphase vermindert den besiedelbaren Lebensraum → das kann bis zum Verschwinden von Fischarten bzw. einzelner Altersstadien in der vom Schwall beeinflussten Strecke führen.
- Durch regelmäßig wiederholte Verdriftung von Evertebraten wird die Gesamtbiomasse der Benthos Organismen stark reduziert. Besonders empfindliche Arten, kommen mit den veränderten Bedingungen nicht zurecht, und können gänzlich verschwinden → die schwindende Biomasse des Benthos bedingt ein reduziertes Nahrungsangebot für Fische → die Abundanz und die Biomasse der Fische verringert sich ebenfalls.

Bei den Untersuchungen der Auswirkungen von Schwall und Sunk Erscheinungen ist zu berücksichtigen, dass die Beeinträchtigungen weit über den unmittelbaren Kraftwerksbereich hinausgehen (vgl. Moog 1991).

Die Auswirkungen von Schwall/Sunk auf ein Fließgewässer sind je nach Morphologie des Gewässers unterschiedlich stark ausgeprägt. Allgemein kann gesagt werden, dass bei konstantem Abfluss der hydraulische Stress, der auf die Sohle einwirkt, umso größer wird umso stärker der Fluss in seiner Breite eingeschränkt ist.

Durch die wechselnden Wasserstände der Schwall- und Sunkerscheinungen entstehen – ebenfalls in Abhängigkeit der Flussmorphologie – unterschiedlich große wechselfeuchte Verödungszonen. Tiere die sich in den trockenfallenden Randbereichen befinden, können bei Zurückgehen des Wassers durch Desorientierung und unangepasstes Fluchtverhalten stranden und zugrunde gehen. Allgemein verkleinert sich der Lebensraum aquatischer Organismen in Schwallstrecken durch die Sunk-Phase (vgl. Moog, 1991). Das bedeutet, dass in der Phase des Schwall verzweigte Gewässer mit flachen Kiesbänken und viel Platz, die veränderten Bedingungen besser ausgleichen können und daher weniger hydraulischem Stress ausgesetzt sind. In der Phase des Sunks allerdings fallen gerade in den breiten und verzweigten, strukturreichen Gewässern große Teile der zuvor benetzten Gewässersohle trocken. Hier sind geradlinige, stark eingeeengte Flüsse weit weniger betroffen, da in der Regel auch bei Niedrigwasser die ganze Sohle benetzt bleibt. Moritz et al. (2001) stellen jedoch am Inn fest, dass wechselfeuchte Gewässerzonen nicht oder nur sehr gering durch das MZB besiedelt werden.

Von großer Bedeutung für die Gewässerorganismen ist aber auch die Frequenz der Schwallereignisse sowie die Anstiegs- und Absinkgeschwindigkeit. Umso langsamer dieser von statten geht, umso mehr Zeit bleibt den aquatischen Lebewesen, sich in Sicherheit zu bringen.

Der Einfluss des Schwall ist allgemein in den Wintermonaten, in denen der niedrigste natürliche Abfluss herrscht, am höchsten.

1.2.1 Driftfallen

Aufwärtswanderungen spielen sowohl für Fische als auch für Benthos in Fließgewässern eine entscheidende Rolle für die Verbreitung und Vermehrung. Neben unüberwindbaren Hindernissen (z.B. Wehranlage) steckt die ökologische Amplitude der Organismen die natürliche Grenze des Verbreitungsareals ab. Ist ein Fließgewässer durch einen Stauraum unterbrochen, ändern sich die abiotischen Verhältnisse sprunghaft. Die Fließgewässerorganismen können im veränderten Milieu, hauptsächlich durch die veränderten Sauerstoffbedingungen, nicht überleben. Können die Tiere nicht rückwandern, verenden sie. Ausgedehnte Stillwasserbereiche gelten daher als Driftfallen (vgl. Dendy 1944).

1.2.2 Maßnahmen zur optimierten Steuerung des Schwall und Sunk Betriebes:

- Durchflussbetrieb statt Schwallbetrieb
- Bei mehrere Kraftwerken (Stauketten), Änderung der Betriebsweise von synchronem zu gestaffeltem Betrieb
- Schwallauffangbecken (See, Ausgleichsbecken, großer Vorfluter usw.) und Ausgleichen der Restwasserproblematik durch ökologisch tolerierbare Minimalabflüsse
- Ausgleichsbecken zur Dämpfung des Schwalls
- Vermeiden von Stauraumspülungen; falls unbedingt notwendig nur während natürlicher Hochwässer (mit langsam an- und abklingenden Spülungen)
- Einbinden von Konstruktionen wie Wehren oder Barrieren aus Holz oder Stein im Fluss, kann Rückzugsareale und lotische Zonen während des Schwallablasses schaffen; in diesen Bereichen kann auch das organische Material während der Abflussspitzen beibehalten werden (vgl. Moog 1990 und Moog 1993)

Allgemein muss gesagt werden, dass eine optimierte Steuerung des Schwall/Sunk Betriebes eines Kraftwerkes unter Berücksichtigung der ökologischen und morphologischen Bedingungen, Ausgleichsbecken und Uferstrukturierungen mit Ruhe- und Laichplätzen, die ständig überspült bleiben, die negativen Auswirkungen nur bedingt verringern können (vgl. Schweizer et al. 2009).

Um beim Abflussanstieg die erhöhte Driftrate einzuschränken, könnte eine Art Vorschwall, der einen langsameren Anstieg des Wassers bedeuten würde, und den Organismen mehr Reaktionszeit verschaffen würde, sinnvoll sein (vgl. Schweizer et al. 2009).

Es ist natürlich auch zu berücksichtigen, dass sich mit zunehmender Entfernung vom Entstehungsort der Schwallwelle deren Verlauf ändert: der Abflussanstieg erfolgt langsamer, die Abflussspitze wird kleiner und der Abflussrückgang verzögert sich mit der Entfernung (vgl. Hütte 1994).

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet teilt sich grundsätzlich auf die Flüsse Drau und Möll. Wobei sich der Großteil des Projektes mit der Drau befasst und die Möll vor allem zur Gewinnung von Referenzwerten herangezogen wurde.

Geographisch beschränkt sich das Untersuchungsgebiet beider Flüsse auf das Bundesland Kärnten (siehe Abb. 2.1). Es handelt sich dabei um den Fließgewässer-Naturraum der Zentralalpen innerhalb der Ökoregion 4 - Alpen (Fink et al. 2000). Ökoregionen sind eine übergeordnete räumlich Gliederungen der Lebensräume, bei der die naturräumlichen Gegebenheiten stärker berücksichtigt werden, als die rein biogeographischen Gliederungen (Jungwirth, et al. 2003).

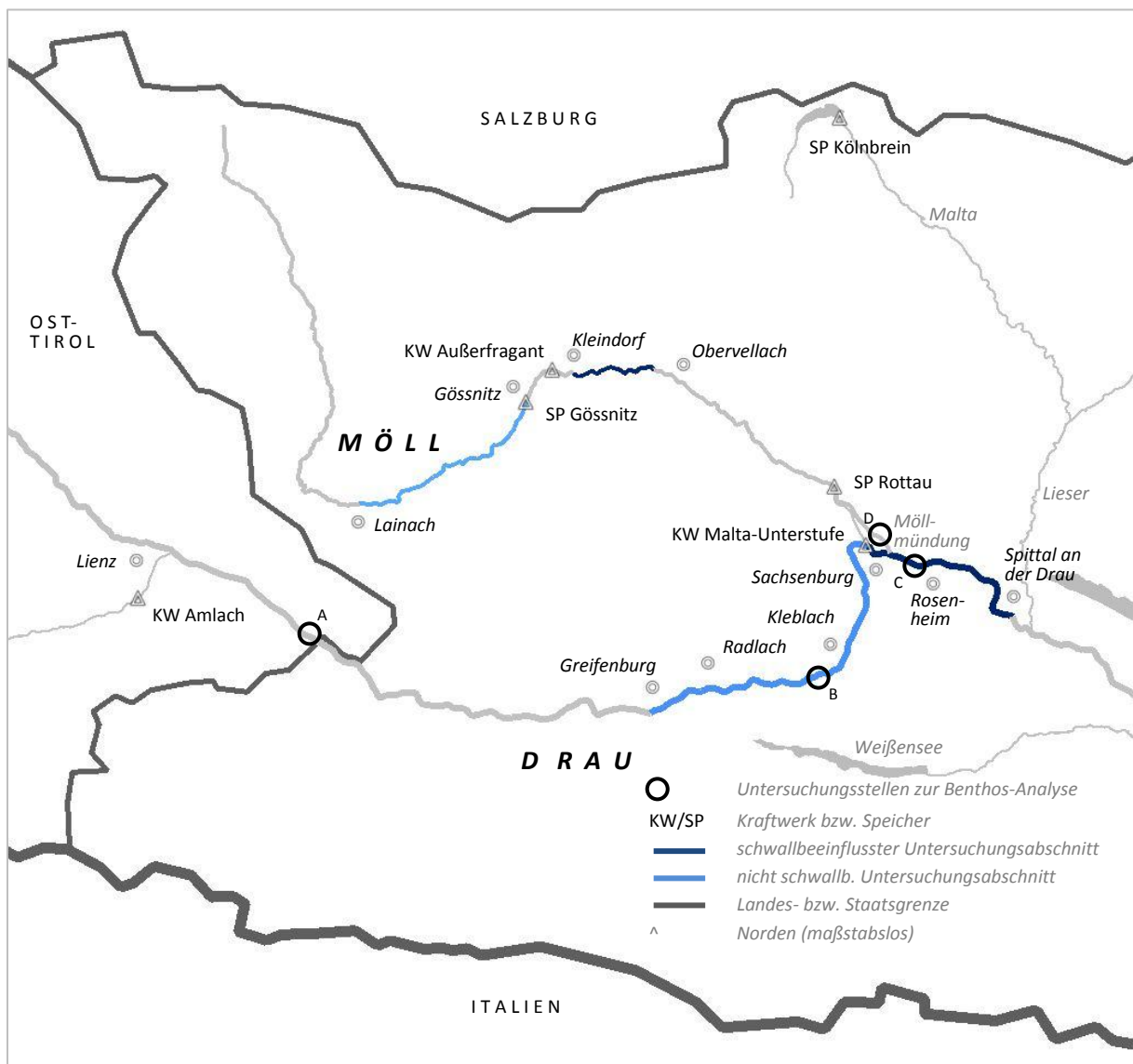


Abb. 2.1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes

Als räumlich-typologische Einheiten zur Analyse der saprobiellen Grundzustände dienen die „15 aquatischen Bioregionen Österreichs“ und die als eigene 3 Typen ausgewiesenen „Großen Flüsse“, die von vergleichsweise homogenen Makrozoobenthos-Zönosen besiedelt werden (Moog, et al. 2001). Die Drau verkörpert die Grenze zwischen den Fließgewässer-Bioregionen „unvergletscherte Zentralalpen“ und „Südalpen“ (siehe Abb. 2.2), ist aber dem Gewässertyp „Große Alpine Flüsse - Drau“ zuzuordnen. Die Möll liegt in der Bioregion „Unvergletscherte Zentralalpen“.

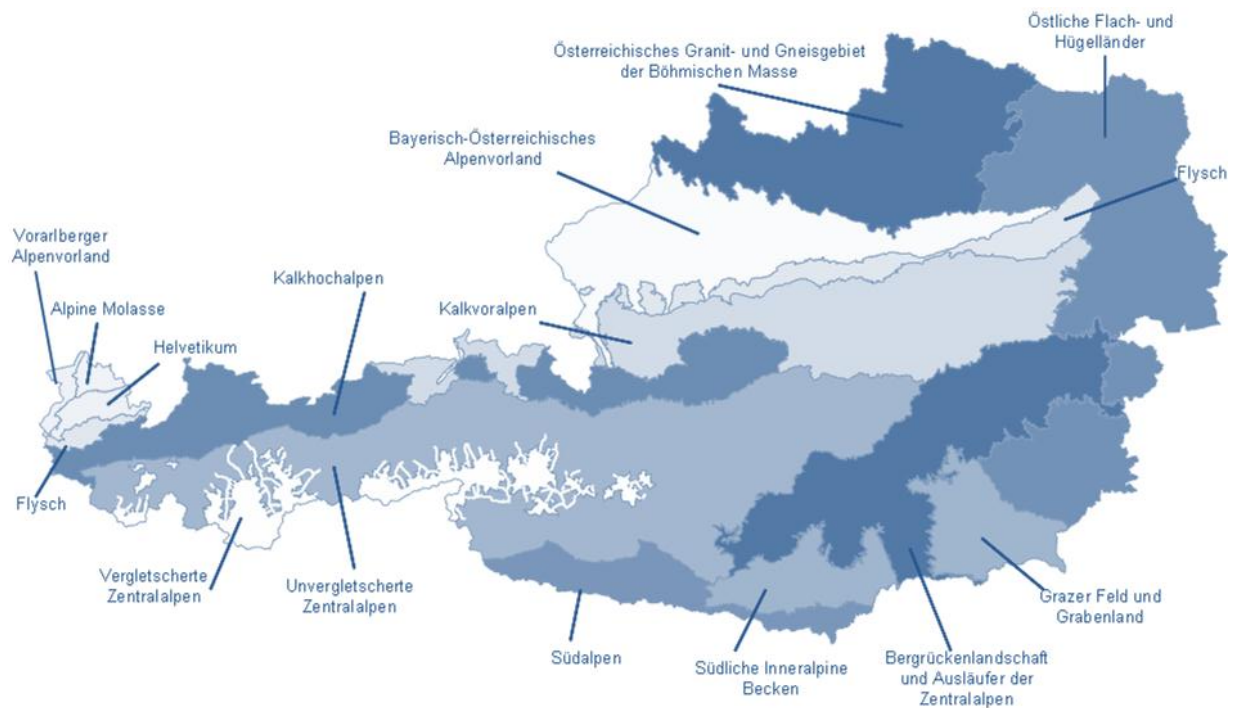


Abb. 2.2: Fließgewässer-Bioregionen Österreichs (Moog et al. 2004)

2.1 Drau

Neben der allgemeinen Charakteristik sind vor allem die Revitalisierungsmaßnahmen und der Schwall einfluss für das Untersuchungsgebiet kennzeichnend.

2.1.1 Allgemeines

Die Drau entspringt in Italien und fließt durch Österreich, Slowenien, Kroatien und Ungarn in die Donau. In Österreich prägt die Drau den Fließgewässer-Naturraum der südlichen Zentralalpen. Durch Erosionsvorgänge während der Eiszeit formten die Draugletscher und ihre Nebenarme Trogtäler aus dem vorwiegend kristallinen Gestein. Die vergletscherten Gebiete der Tauern beeinflussen heute noch maßgeblich die Charakteristik der Drau (Fink et al. 2000).

Die Drau weist ein nivo-glaziales Abflussregime (NIG 6) auf (Mader et al. 1996). Dieses ist durch die Speicherung der Niederschläge als Schnee und Gletschereis gekennzeichnet. Das Abflussmaximum der Drau liegt durch die Schneeschmelze in hohen Lagen des Einzugsgebietes im Juni. Das Abflusswasser des Gletschers, die sogenannte Gletschermilch, verursacht die charakteristische milchig-trübe

Färbung der Drau während der Sommermonate. Niederwassersituationen treten vorwiegend in den Wintermonaten zwischen Jänner und März auf. Aufgrund des hohen Schwankungskoeffizienten des Abflusses weist die Drau einen sogenannten starken Charakter im Jahresgang auf (Mader et al. 1996).

Der untersuchte Flussabschnitt liegt in Kärnten zwischen Greifenburg und Spittal an der Drau und hat eine Länge von ca. 47 km. Das Einzugsgebiet der Drau ist im Untersuchungsgebiet bei Sachsenburg ca. 2.500 km² groß, der mittlere Abfluss liegt an der selben Messstelle im Bereich von ca. 75 m³/Sek. (Mader et al. 1996). Die Drau weist in Kärnten flussab der Möllmündung nach der Einteilung von Strahler (1957) die Flussordnungszahl 7 auf (Wimmer et al. 1994).

Im Untersuchungsgebiet wird die Drau dem Hyporhithral mit der Äsche als Hauptart zugeordnet. Die Leitfischarten neben der Äsche sind Bachforelle, Huchen, Nase und Strömer (Unfer 2009).

2.1.2 Revitalisierungsmaßnahmen

Wie die meisten mitteleuropäischen Flüsse wurde die Drau im letzten Jahrhundert reguliert. Dies führte dazu, dass der ursprüngliche Charakter der Drau mit einem pendelnd-furkierenden Flusslauf verloren ging. Heute weist die Drau über weite Strecken einen gestreckten Lauf ohne Nebenarme auf (siehe Foto 2.1) und wird an beiden Ufern durch Blockwurf gesichert (Unfer et al. 2004).

Im Zuge von Revitalisierungsmaßnahmen wurden in den letzten Jahren mehrere Aufweitungen des Flussbettes vorgenommen. Seit 1993 werden in einzelnen Bereichen der Drau die Blockwurf-Ufersicherungen entfernt, Nebenarme geschaffen und Augewässer angebunden (siehe Foto 2.2). Dies führte zur Ausbildung zahlreicher Strukturen wie Schotterbänke oder Buchten mit Totholzansammlungen, die wertvolle Habitate für die Gewässerorganismen darstellen (Pichler et al. 2004).

Im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt beschränken sich die Bereiche mit Restrukturierungen auf die Möllmündung und Flussabschnitte in der Nähe von Rosenheim und Spittal an der Drau. Im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt finden sich betreffende Strukturen in den Bereichen von Oberdrauburg, Dellach, Greifenburg, Radlach, Kleblach und Sachsenburg (Pichler et al. 2004).

Die Revitalisierungsmaßnahmen wurden im Rahmen mehrerer EU-Life-Projekte bzw. des Gewässerbetreuungskonzeptes Obere Drau zeitlich versetzt durchgeführt. Erste Monitoringergebnisse zeigen, dass sich die geschaffene Habitatvielfalt im Bereich der Maßnahmen vor allem auf Jungfische und Auenbewohner positiv auswirkt. Trotz der Maßnahmen sinken jedoch die Gesamtfischbestände der überwiegend regulierten Drau. Vor allem die Hauptfischart Äsche ist flussab von Sachsenburg seit drei Jahrzehnten von einem nachweislichen Rückgang der Bestände betroffen (Unfer et al. 2004).



Foto 2.1: Im 19. Jahrhundert wurde der Flusslauf gestreckt und die Ufer gesichert.



Foto 2.2: An mehreren Abschnitten der Drau wurden Revitalisierungsmaßnahmen durchgeführt

2.1.3 Schwalleinfluss

Der Rückgang der Fischbestände in der Drau fällt zeitlich mit der Inbetriebnahme der Kraftwerke Malta-Unterstufe und Strassen-Amlach zusammen. Beide Kraftwerke arbeiten im Schwallbetrieb und beeinflussen somit die natürliche Abflussdynamik über weite Strecken der Oberen Drau wesentlich.

Neben der abrupten Änderung der Abflussmenge wirken sich auch die auftretenden Wasserstandsänderungen negativ auf die Wasserorganismen aus. Generell sind diese Pegelschwankungen im Winter aufgrund des geringeren Basisabflusses stärker ausgeprägt.

Aufgrund der höheren Schwallamplitude, also dem maximalen Verhältnis von Schwall zu Sunk, ist der Einfluss des Kraftwerks Malta-Unterstufe auf die Abflussdynamik höher, als der Einfluss des Kraftwerkes Strassen-Amlach (Unfer et al. 2004). Der Umstand, dass das Kraftwerk Malta-Unterstufe direkt im

Untersuchungsgebiet liegt und das Kraftwerk Strassen-Amlach deutlich flussauf des Untersuchungsgebiets, führt ebenfalls zu einem vergleichsweise stärkeren Einfluss des Kraftwerks Malta-Unterstufe auf das Abflussgeschehen im Untersuchungsgebiet.

Das Untersuchungsgebiet lässt sich demnach aufgrund des unterschiedlich starken Schwallinflusses in zwei Gewässerabschnitte aufteilen. Der Abschnitt flussauf der Einleitung des Kraftwerks Malta-Unterstufe wird im Zuge der weiteren Analysen als nicht schwallbeeinflusst bezeichnet. Der Gewässerabschnitt unterhalb des Kraftwerks Malta-Unterstufe wird dagegen als schwallbeeinflusst definiert (siehe Abb. 2.1).

Die verwendeten Abflussdaten wurden von der AHP zur Verfügung gestellt bzw. stammen vom Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 18 - Wasserwirtschaft.

Kraftwerk Strassen-Amlach: Das Kraftwerk Strassen-Amlach liegt außerhalb des Untersuchungsgebietes in Osttirol und ist im Besitz der TIWAG-Tiroler Wasserkraft AG (Abb. 2.1). In der Gemeinde Strassen befindet sich ein Speichersee, der im Wesentlichen von der Drau gespeist wird. Über eine ca. 20 km lange Ausleitungsstrecke wird das Wasser zum Kraftwerk Amlach transportiert. In Amlach wird das Wasser im Schwallbetrieb abgearbeitet und wieder in die Drau eingeleitet (TIWAG 2010).

Da das Kraftwerk Strassen-Amlach ca. 40 km flussauf des Untersuchungsgebietes liegt und dort eine relativ geringe Schwallamplitude von 1:2 aufweist, sind die Einflüsse des Schwallbetriebes auf das natürliche Abflussgeschehen deutlich geringer als die Einflüsse des Kraftwerkes Malta-Unterstufe. Dennoch sind die Auswirkungen des Kraftwerks Strassen-Amlach auf den Tagesgang des Abflusses im Untersuchungsgebiet gedämpft erkennbar (Unfer et al. 2004).

Wie beim Kraftwerk Malta-Unterstufe werden in unregelmäßigen Abständen mehrere Schwallenstöße pro Tag durchgeführt. Die abgearbeitete Wassermenge ist aber mit maximal ca. 20 m³/Sek. wesentlich geringer als im Kraftwerk Malta-Unterstufe. Die Schwallamplitude beträgt unmittelbar nach dem Kraftwerk ca. 1:2. Dies bedeutet in den Wintermonaten eine maximale Pegelstandsänderung von ca. 20 cm an der Messstelle Sachsenburg im Untersuchungsgebiet.

Die maximale Geschwindigkeit des Übergangs zwischen Schwall und Sunk liegt bezüglich der Abflussmenge bei 0,4 m³/Sek./Min. und hinsichtlich des Pegelstands bei ca. 0,4 cm/Min. Die Werte beziehen sich auf die Messstelle Oberdrauburg, ca. 15 km flussauf des Untersuchungsgebietes (Unfer et al. 2004).

Kraftwerk Malta-Unterstufe: Das Kraftwerk Malta-Unterstufe ist die dritte und letzte Stufe des sogenannten Speicherkraftwerkes Malta der AHP. Die Kraftwerkskette umfasst das Kraftwerk Malta-Oberstufe mit dem Jahresspeicher Kölnbrein, das Kraftwerk Malta-Hauptstufe mit dem Ausgleichsbecken Rottau und das Kraftwerk Malta-Unterstufe. Die Kraftwerksgruppe wurde zwischen 1971 und 1978 errichtet und nutzt das große Wasserangebot der Hohen Tauern (Tamerl 2007).

Von der Wehranlage des Ausgleichsbeckens Rottau in der Möll wird Wasser über einen ca. 2,5 km langen Oberwasserkanal und einen ca. 1,7 km langen Triebwasserstollen zur Kraftstation Möllbrücke

transportiert (siehe Abb. 2.1). Nach Abarbeitung in der Kraftstation gelangt das Wasser über einen kurzen Unterwasserkanal in die Drau (Tamerl 2007). Flussauf der eigentlichen Möllmündung wird also Wasser von der Möll im Schwallbetrieb in die Drau geleitet.

Beim Kraftwerk Malta-Unterstufe werden in unregelmäßigen Abständen meist ein oder zwei Schwallereinstöße pro Tag von unterschiedlicher Dauer vorgenommen. Die maximale Abflusserhöhung liegt dabei zwischen ca. 80 und ca. 100 m³/Sek., was eine Schwallamplitude von ca. 1:4 im Winter bedeutet. Dies führt in den Wintermonaten zu einer durchschnittlichen Pegelschwankung von ca. 50 cm. Die maximale Geschwindigkeit des Übergangs zwischen Schwall und Sunk liegt in Bezug auf die Abflussmenge bei 3,3 m³/Sek./Min. und hinsichtlich des Pegelstands bei ca. 3 cm/Min im Pegelprofil. Die Werte beziehen sich auf die Messstelle Drauhofen, ca. 2,5 km flussab des Kraftwerks Malta-Unterstufe (Greimel et al. in prep.).

2.2 Möll

Die Möll ist ein Nebenfluss der Drau und weist im Untersuchungsgebiet eine ähnliche Charakteristik wie der Hauptfluss des Gewässersystems auf.

2.2.1 Allgemeines

Die Möll entspringt am Fuße des Großglockners und mündet nach ca. 80 km in der Ortschaft Möllbrücke in die Drau (siehe Abb. 2.1). Als linker Nebenfluss der Drau wird die Möll dem Fließgewässer-Naturraum der südlichen Zentralalpen zugeordnet. Da ca. 25 km² des Einzugsgebietes der Möll in den Hohen Tauern vergletschert sind, wird die Möll im Oberlauf zu den Gletscherbächen Österreichs gezählt und zur Unterordnung des Fließgewässer-Naturraums der Vergletscherten Zentralalpen. Den Untergrund der Möll bilden vorwiegend kristalline Silikatgesteine (Fink et al. 2000).

Aufgrund zahlreicher Speicherseen im Einzugsgebiet, die das Gletscherwasser zurückhalten, ist das Abflussgeschehen der Möll im Untersuchungsgebiet heute kaum mehr glazial geprägt (KELAG 2010).

Die Möll wird im Untersuchungsgebiet dem nivalen Abflussregime (NIV 6) zugeordnet. Dieses Regime ist durch ein Abflussmaximum im Monat Juni, vor Juli, Mai und August, gekennzeichnet. Wie bei der Drau konzentrieren sich die minimalen Abflüsse auf die Wintermonate, wirken sich jedoch nicht mehr so stark auf den Charakter des Abflussgeschehens aus. Der Charakter im Jahresgang wird dementsprechend nur mehr als ausgeprägt bezeichnet (Mader et al. 1996).

Die Möll wurde in den Bereichen zwischen Lainach und Gössnitz bzw. zwischen Kleindorf und Obervellach untersucht. Das an der Messstelle bei Flattach erfasste Einzugsgebiet der Möll ist im Untersuchungsgebiet ca. 700 km² groß, der Mittelwasserabfluss beträgt an der selben Messstelle ca. 18 m³/Sek. (Mader, et al., 1996). Die Möll weist die Flussordnungszahl 6 auf (Fink et al. 2000).

Der natürlich vorkommende, pendelnde Verlauf der Möll mit ausgeprägten Flussbögen wurde durch Regulierungsmaßnahmen gestreckt und verkürzt. Vormalig vorhandene, weite Flussaufzweigungen wurden durch Ufersicherungen im letzten Jahrhundert unterbunden.

Die Fischregion wird im Untersuchungsgebiet dem Hyporhithral mit der Äsche als Leitfischart zugeordnet (Schmutz et al. 2001).

2.2.2 Schwalleinfluss

Das Abflussgeschehen der Möll wird durch das Laufkraftwerk Außerfragant und durch das Kraftwerk Innerfragant der Kraftwerksgruppe Fragant beeinflusst. Beide Anlagen sind im Besitz der KELAG-Kärntner Elektrizitäts-Aktiengesellschaft und leiten das abgearbeitete Wasser in Außerfragant in die Möll ein.

Das Laufkraftwerk Außerfragant wurde in den 1960er Jahren gebaut und diente als erstes großes Kraftwerk zur Stromerzeugung in der Region. Der Speichersee Gössnitz in der Möll stellt das Wasserreservoir für die Schwallbetriebsweise des Kraftwerks dar. Über eine Ausleitungsstrecke mit einem Triebwasserkanal wird das Wasser zum Kraftwerk Außerfragant transportiert, wo es abgearbeitet und wieder in die Möll zurückgeleitet wird (KELAG 2010).

Maßgeblich für die hohe Schwallamplitude ist jedoch die zweite Kraftwerkseinleitung der Möll aus den Speichern der Kraftwerksgruppe Fragant. Das Wasser aus sechs großen und mehreren kleineren Speicherseen in den Hohen Tauern wird mit sieben Speicherkraftwerken und drei Laufkraftwerken abgearbeitet. Eines dieser Kraftwerke, das Kraftwerk Innerfragant, leitet das abgearbeitete Wasser aus den Hochgebirgsspeichern bei Außerfragant in die Möll. Die Einleitung befindet sich wenige 100 Meter flussab der Einleitung des Kraftwerks Außerfragant (KELAG 2010).

Die Schwallamplitude der Möll beträgt unterhalb der beiden Kraftwerkseinleitungen in Außerfragant ca. 1:10 (Unfer et al. 2004).

Der Gewässerabschnitt flussauf des Speichersees wurde im Untersuchungsgebiet als nicht schwallbeeinflusst bezeichnet. Der Gewässerabschnitt unterhalb des Kraftwerkes Außerfragant wurde als schwallbeeinflusst definiert (siehe Abb. 2.1).

2.3 Hydrographische Beschreibung der Oberen Drau

Die hydrographische Beschreibung der Drau stützt sich vorwiegend auf die Abflussdaten der zwei Messstellen Sachsenburg und Drauhofen. Der beobachtete Zeitraum erstreckt sich von 1995 bis 2010. Für die hydrographische Beschreibung wurden Ganglinien berechnet und der absolute sowie der relative Schwall in unterschiedlichen Zeiträumen ermittelt (Definition siehe Kapitel 2.3.2).

2.3.1 Abflussmengen

Die Abflussmengen (Q) der Drau werden von der AHP im Zuge eines Monitorings an mehreren Messstellen in $\text{m}^3/\text{Sek.}$ im 15-Minuten-Takt ermittelt.

Die Datensätze von zwei derartigen Messstellen der AHP in Drauhofen und in Sachsenburg wurden zur weiteren Analyse herangezogen. Die Daten von Drauhofen stellen dabei die Abflussmenge für den schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt der Drau dar, die Daten von Sachsenburg geben die Werte für den nicht schwallbeeinflussten Abschnitt an. Beide Datensätze umspannen einen Zeitraum von Jänner 1995 bis Dezember 2010.

Um die große Datenmenge zu verdichten, wurden für die gesamte Untersuchungsdauer Tagesmittelwerte berechnet. Dabei handelt es sich um das arithmetische Mittel der Abflussmenge eines Tages in $\text{m}^3/\text{Sek.}$ Nach chronologischer Aneinanderreihung der Tagesmittelwerte erhält man Ganglinien, die den Verlauf der Abflussmenge wiedergeben und vergleichende Analysen ermöglichen.

Die Ganglinien der Tagesmittelwerte der Abflussmenge erlauben Aussagen über die natürlichen hydrologischen Ereignisse im Gewässer.

Die Ganglinien umfassen die gesamten Jahre von Jänner bis Dezember. Die Marken für das Mittelwasser (MQ) und das einjähriges Hochwasser (HQ1) beziehen sich auf die Messstelle Sachsenburg, also den nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt.

Die Jahre 2002 und 2005 weisen teilweise Fehler in den Messreihen zur Abflussmenge auf. Um den Verlauf der Ganglinien nicht zu verfälschen, wurden die fehlerhaften Werte aus den Berechnungen ausgenommen. Die betroffenen Ganglinien weisen in diesen Bereichen Lücken auf. Bei Niederswassersituationen in der Winterperiode 2008 sind die Daten ebenfalls fehlerhaft (siehe Abb. 2.3, Abb. 2.4 und Abb. 2.5).

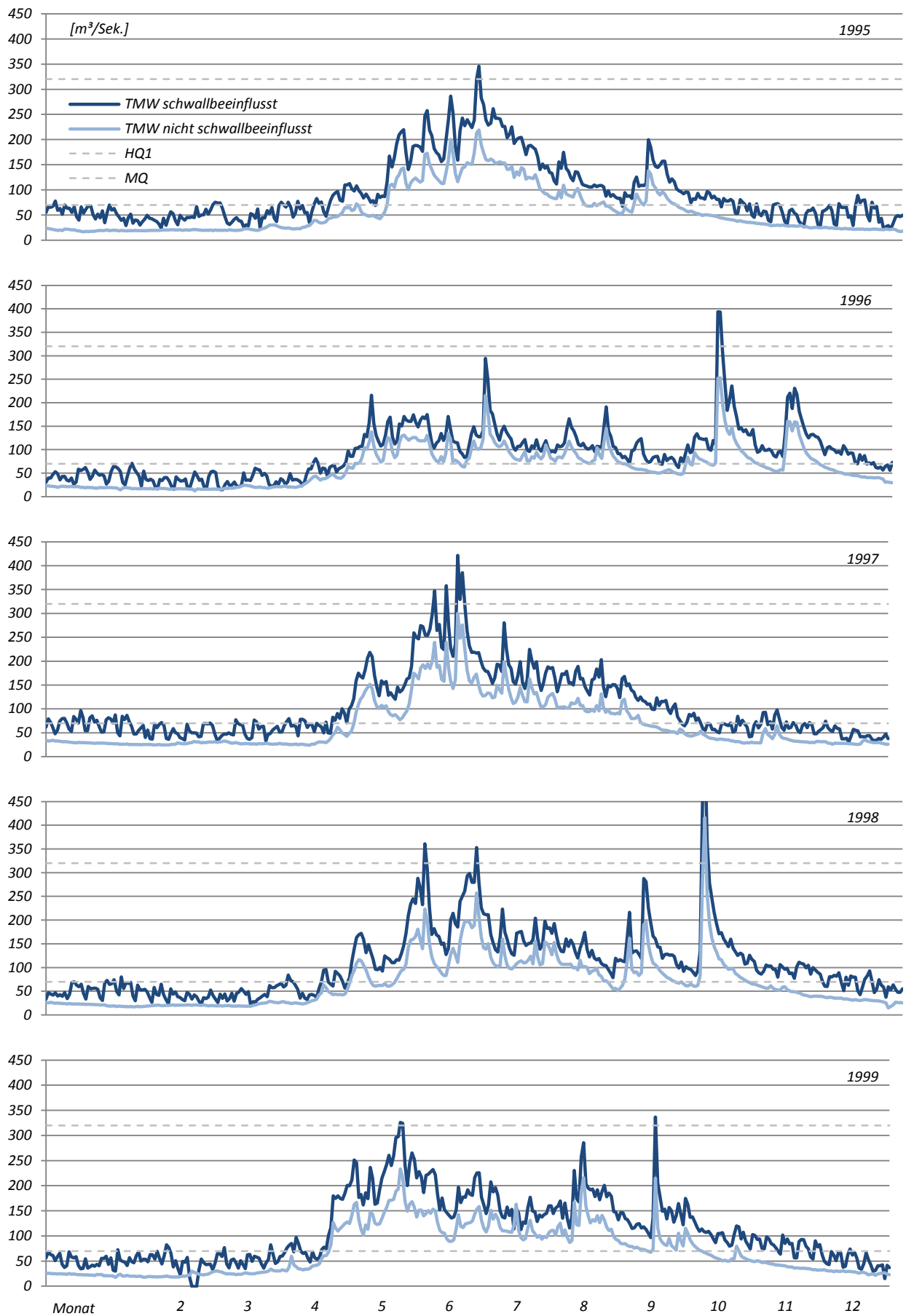


Abb. 2.3: Jahresganglinien aus Tagesmittelwerten des Abflusses [$m^3/Sek.$] für beide Gewässerabschnitte für die Jahre 1995 bis 1999

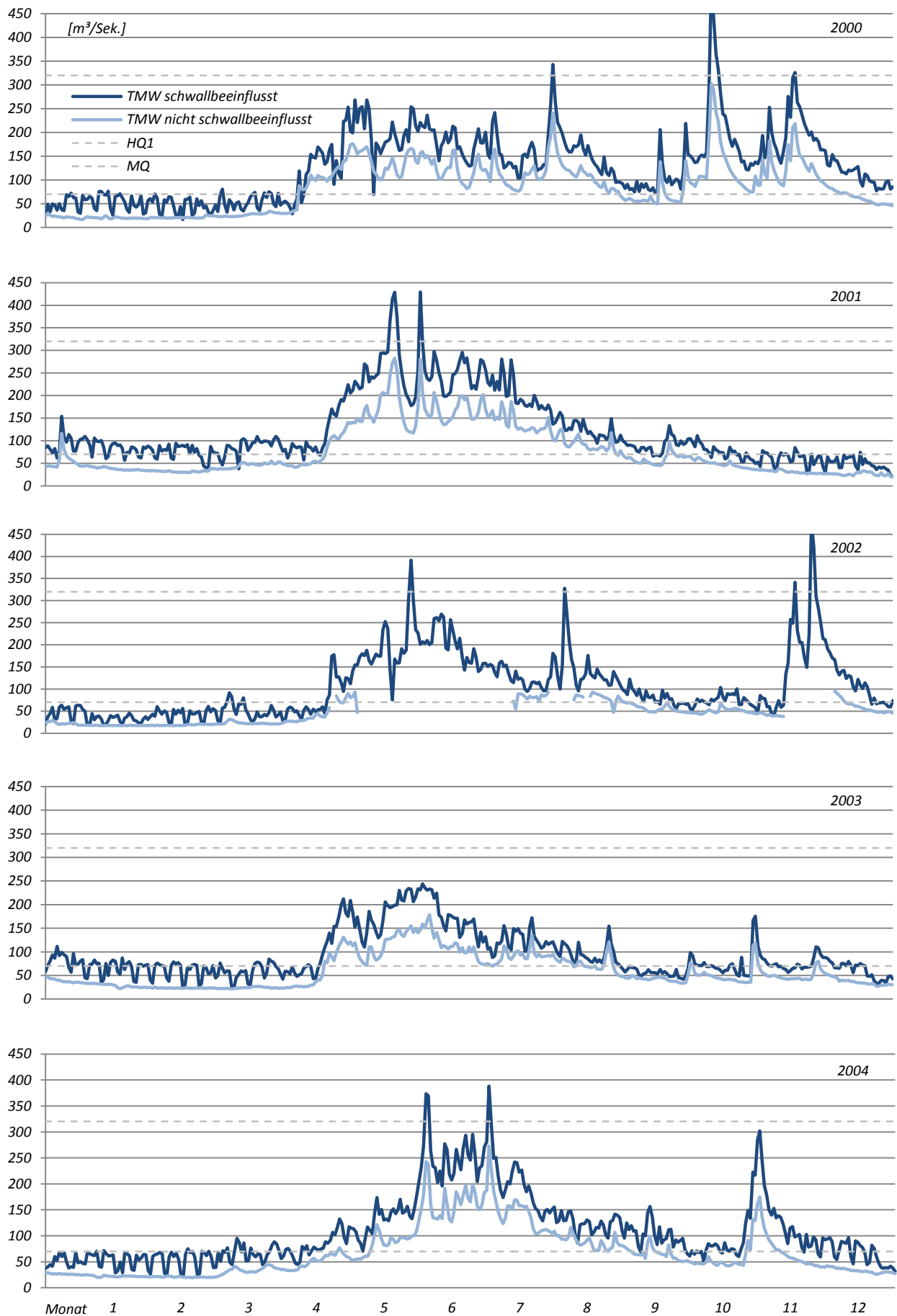


Abb. 2.4: Jahresganglinien aus Tagesmittelwerten des Abflusses [$m^3/Sek.$] für beide Gewässerabschnitte für die Jahre 2000 bis 2004

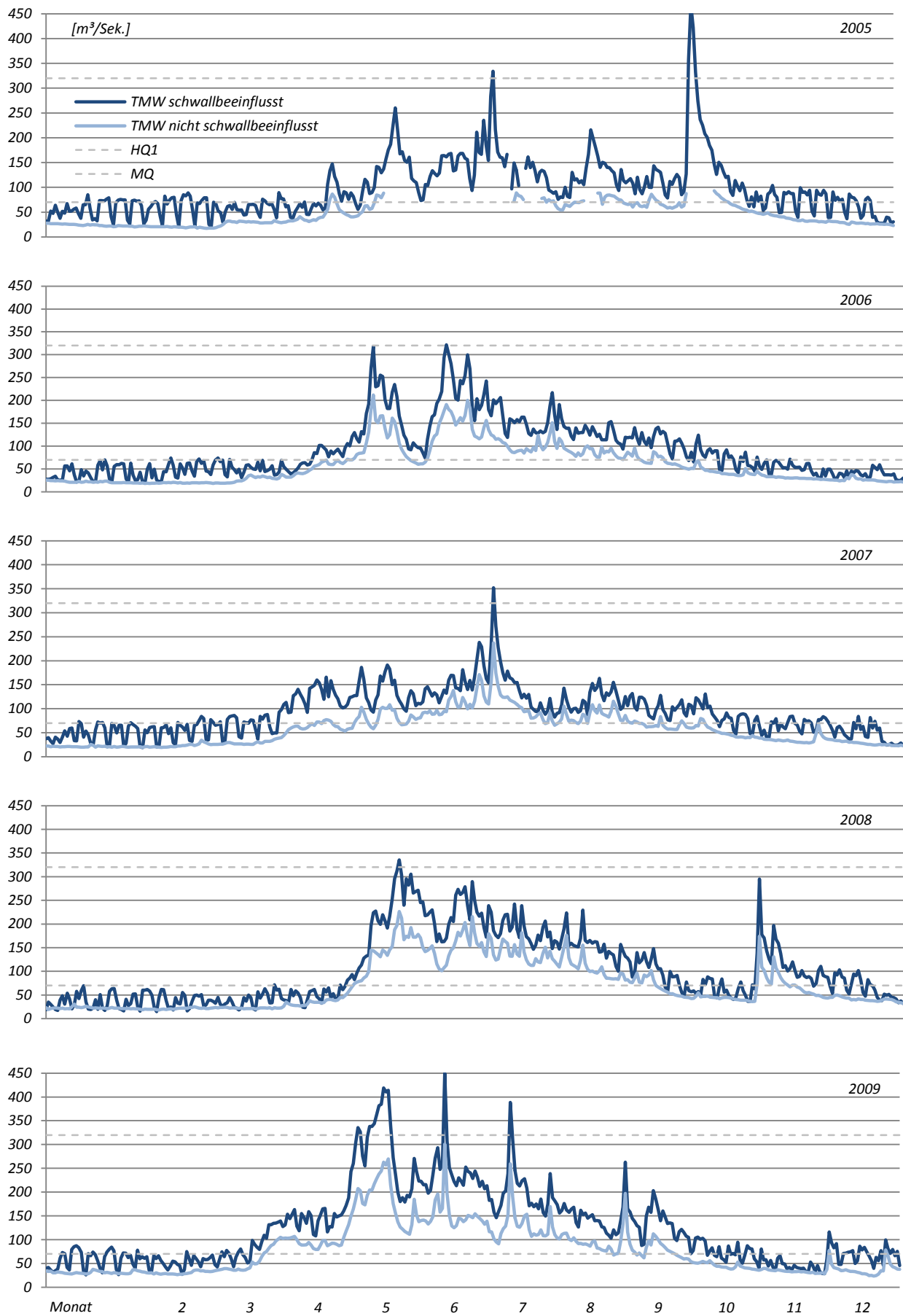


Abb. 2.5: Jahresganglinien aus Tagesmittelwerten des Abflusses [m³/Sek.] für beide Gewässerabschnitte für die Jahre 2005 bis 2009

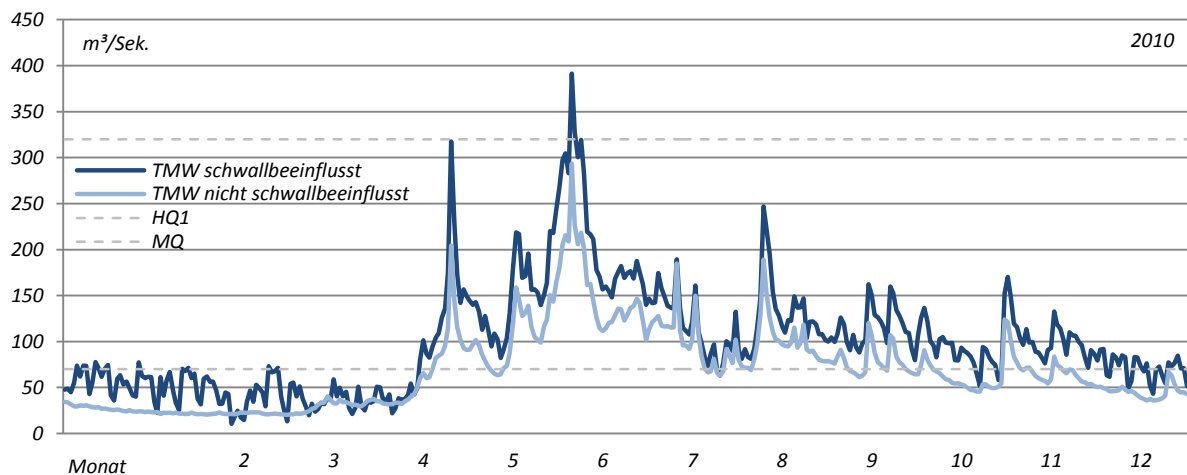


Abb. 2.6: Jahresganglinien aus Tagesmittelwerten des Abflusses [m³/Sek.] für beide Gewässerabschnitte für das Jahr 2010

Die Ganglinien der Tagesmittelwerte des Abflusses wurden für einen Überblick des Pegelverlaufes in dem fischökologisch sensiblen Zeitraum zwischen März und Oktober dargestellt (siehe Abb. 2.7).

Neben den Ganglinien wurden im Diagramm auch die Marken für das Mittelwasser (MQ) und das einjährige Hochwasser (HQ1) an der Messstelle Sachsenburg angegeben. In Sachsenburg liegen das Mittelwasser bei ca. 70 m³/Sek. und das einjährige Hochwasser bei ca. 320 m³/Sek. An der Messstelle Drauhofen beträgt der Wert für das Mittelwasser ca. 110 m³/Sek. und die Grenze des einjährigen Hochwassers ca. 525 m³/Sek. (Amt der Kärntner Landesregierung/Abteilung 1 - Landesamtsdirektion 2010).

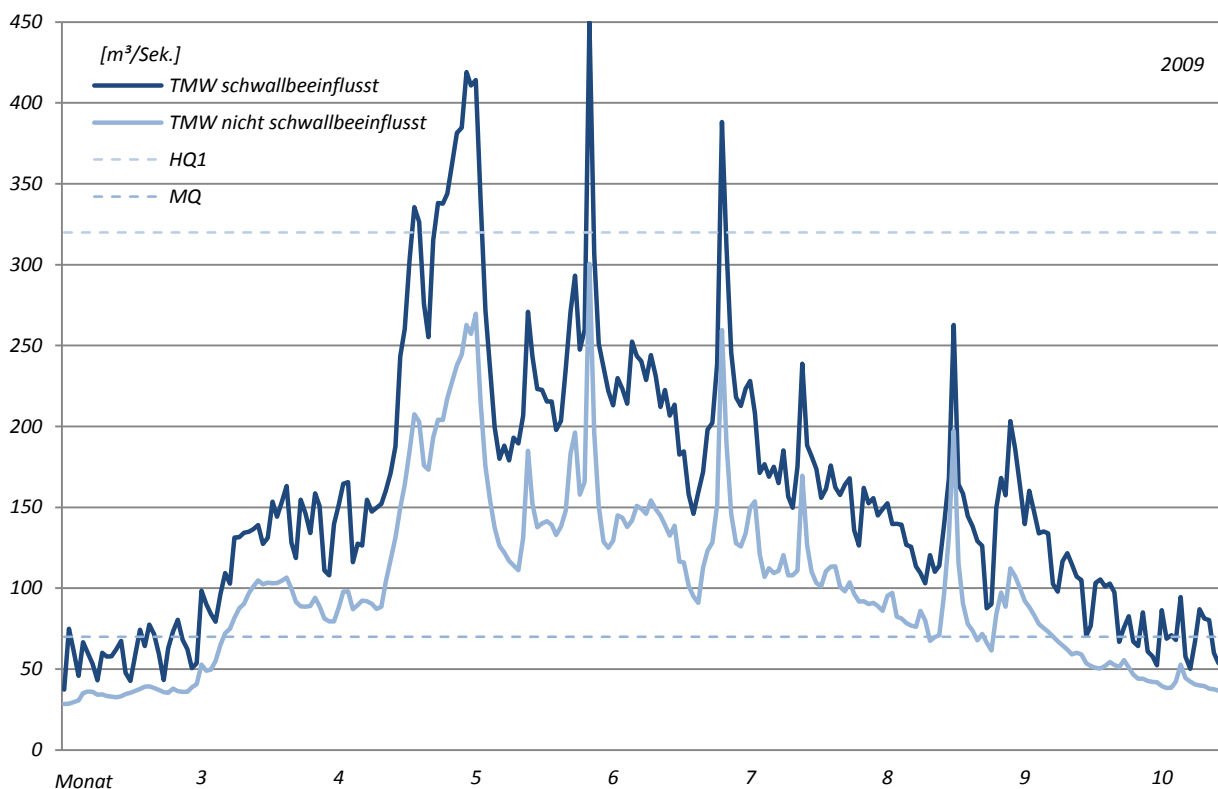


Abb. 2.7: Ganglinien aus den Tagesmittelwerten der Abflussmenge [m³/Sek.] für beide Gewässerabschnitte zwischen März und Oktober im Jahr 2009

Die Ganglinien zeigen deutlich, dass die Abflussmenge im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt stets höher ist, als im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt. Die höhere Wassermenge erklärt sich durch die Einleitung des Kraftwerks Malta-Unterstufe und den kontinuierlichen Zufluss über die Möllmündung.

Die Wassermenge aus der Einleitung des Kraftwerks Malta-Unterstufe ist aufgrund der Schwallbetriebsweise deutlichen Schwankungen unterworfen (siehe Kapitel 2.3.2). Zusätzlich wird in einigen Perioden vom Kraftwerk permanent Wasser abgearbeitet. Dies ist an der Ganglinie des schwallbeeinflussten Gewässerabschnittes in Abb. 2.7 erkennbar, da sie sich auch in Zeiten des Sunks stets deutlich höher verläuft als die Ganglinie des nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnittes.

Laut den Abflussdaten der AHP von der Messstelle Möllmündung beträgt die durchschnittliche Wassermenge der Möll in diesem Bereich ca. 6 m³/Sek.

2.3.2 Schwallamplituden

Für die Analyse der künstlich hervorgerufenen Schwallereignisse sind Tagesmittelwerte unbrauchbar.

Für die Untersuchung des Schwalleinflusses auf die Hydrologie des Gewässers wurde daher der Tagesgang des Wasserabflusses beobachtet. Daraus lassen sich Extremwerte berechnen und Schwallamplituden ableiten.

Für jeden Tag wurden aus den Abflussdaten der AHP aus den Jahren 1995 bis 2010 der minimale und der maximale Abflusswert an der Messstelle Drauhofen ermittelt. Die Werte des Abflussmonitorings der AHP sind in m³/Sek. angegeben und liegen im 15-Minuten-Takt vor. Für die tägliche Schwallamplitude wurde das Abflussminimum des Tages vom Abflussmaximum des Tages subtrahiert. Die so ermittelte tägliche Schwallamplitude wird in weiterer Folge als absoluter Schwall bezeichnet und in m³/Sek. angegeben.

Um den Einfluss des Schwalls im Zusammenhang mit dem natürlichen Abfluss untersuchen zu können, wurde die absolute Schwallamplitude mit dem Basisabfluss in Beziehung gesetzt. Das Abflussminimum eines Tages wurde als Basisabfluss angesehen und als eine Abflussmenge von 100% definiert. Daraufhin wurde errechnet, welche anteilmäßige Abflusssteigerung auftritt, wenn der absolute Schwall eingeleitet wird. In mathematischer Schreibweise ausgedrückt, bedeutet dies: $(\text{Abflussmaximum}/(\text{Abflussminimum}/100))-100$. Bei den Abflusswerten handelt es sich um die Extremwerte des betreffenden Tages. Mit der Subtraktion von 100 wird der Basisabfluss abgezogen. Die so gewonnenen Prozentwerte werden in weiterer Folge als relativer Schwall bezeichnet.

Da die Abflussdaten für den schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt von der Messstelle Drauhofen stammen, beinhalten sie auch die Abflussmengen der Möll. Aus diesem Grund wurden zur genaueren Untersuchung der Schwallamplituden im Jahr 2009 und 2010 die Wassermenge der Möll (gemessen an der Messstelle Möllbrücke) von den Werten der Messstelle Drauhofen abgezogen.

Um einen Überblick über die Datensätze zu erhalten und vergleichende Analysen anstellen zu können, wurden aus den Tageswerten für den absoluten und den relativen Schwall die arithmetischen Mittel für Monate und Wochen gebildet.

Um den Schwallenfluss auf die Hydrologie des Gewässers graphisch zu verdeutlichen, wurden Tagesganglinien des Abflusses für beide Gewässerabschnitte gezeichnet. Dabei wurde jeweils ein 5-Tages-Ausschnitt des Monats Juni und September dargestellt (siehe Abb. 2.8 und Abb. 2.9). Die Tagesganglinien basieren nicht auf Mittelwerten sondern auf realen Messdaten der AHP.

Die beiden Grafiken zeigen deutlich, dass der Schwallbetrieb für einen typischen Tagesgang des Abflusses sorgt. Zwischen 04:00 Uhr und 08:00 Uhr steigt der Abfluss rasch um die Wassermenge des absoluten Schwalls an. Der erhöhte Abfluss wird meist relativ konstant bis etwa 22:00 Uhr durch das Kraftwerk aufrecht erhalten. Nach Abarbeitung der gesamten Wassermenge fällt die Abflussmenge des Gewässers wieder sehr schnell auf das Ausgangsniveau, also den Basisabfluss zurück.

Der Vergleich zwischen den Tagesganglinien im Juni und im September legt nahe, dass die Höhe des Basisabflusses einen Einfluss auf die Auswirkungen des Schwalls hat. Während der Basisabfluss im Juni noch relativ hoch ist, erreicht er im September nur mehr etwa die Hälfte der Wassermenge des Vergleichsmonats. Dies führt im September dazu, dass der Anteil des Schwalls am gesamten Abfluss um ein Vielfaches ansteigt, obwohl die absolute Wassermenge des Schwalls annähernd gleich hoch bleibt wie im Juni (siehe Abb. 2.8 und Abb. 2.9).

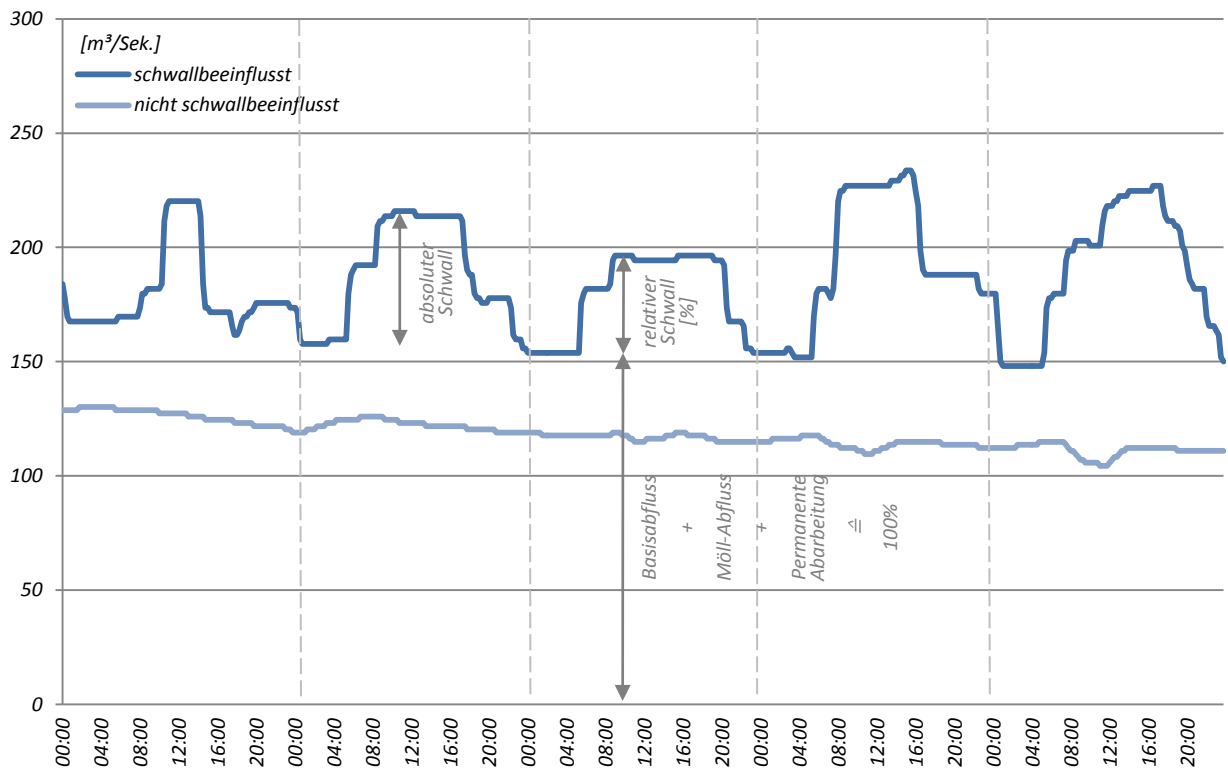


Abb. 2.8: Tagesgang der Abflussmenge [$m^3/sek.$] zwischen 1. und 5. Juni im Jahr 2009 in beiden Gewässerabschnitten der Drau

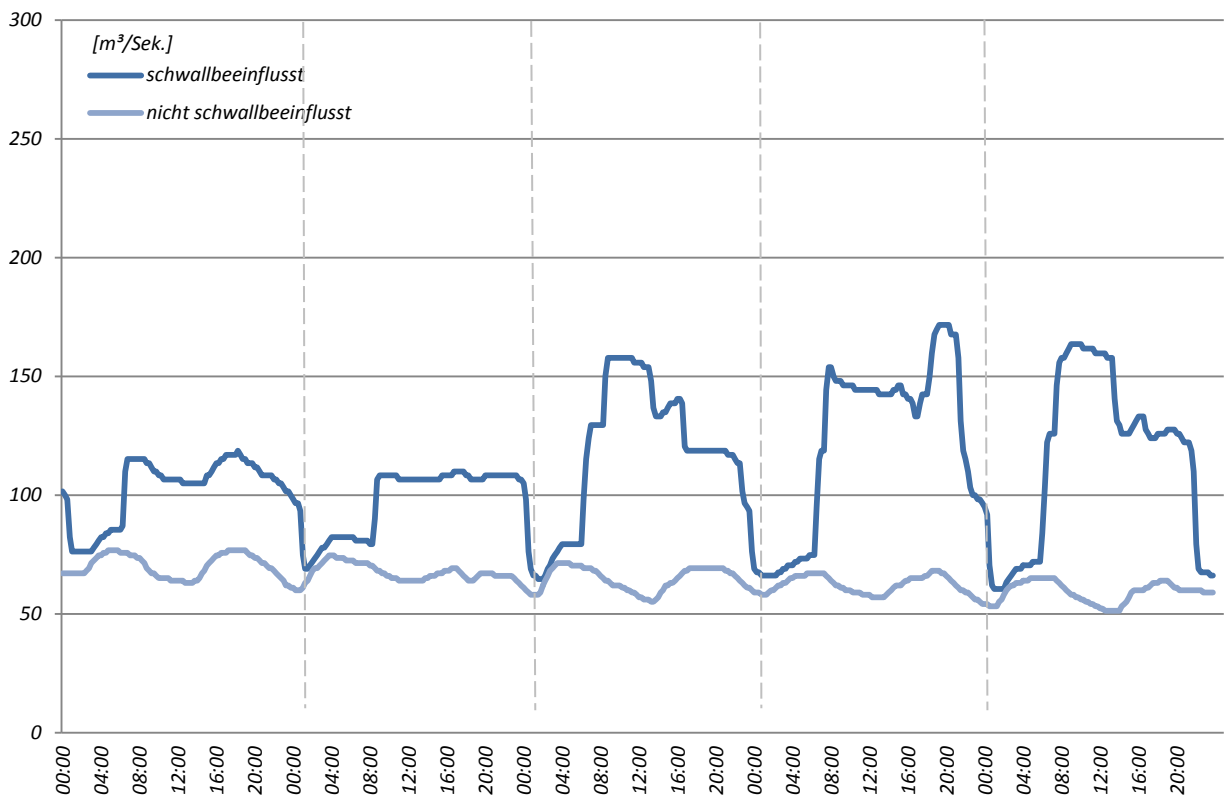


Abb. 2.9: Tagesgang der Abflussmenge [$m^3/sek.$] zwischen 26. und 30. September im Jahr 2009 in beiden Gewässerabschnitten der Drau

Für vergleichende Analysen wurden die absoluten und relativen Schwallamplituden für alle Jahre des Abflussdatensatzes der AHP berechnet. Die Vergleiche zwischen den einzelnen Jahren ermöglichen Aussagen über die Regelmäßigkeit der Schwallamplituden.

Für den Vergleich der Höhe des absoluten Schwall wurden für die Jahre 1995 bis 2010 Monatsmittel des absoluten Schwall gebildet (siehe Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Monatsmittel des absoluten Schwall [m³/Sek.] in den Jahren 1995 bis 2010

Monat	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Mittel
1	68,6	48,9	61,8	47,8	50,3	62,3	61,1	56,1	73,3	66,3	62,2	43,1	62,7	49,6	69,8	72,9	59,8
2	46,7	46,7	56,1	56,8	58,6	64,5	77,4	49,5	67,0	64,9	76,9	58,8	72,8	54,5	62,4	66,8	61,2
3	52,0	43,6	52,1	41,7	56,7	58,7	69,6	60,5	62,2	74,9	67,8	74,6	76,6	47,1	58,3	65,8	60,2
4	52,4	43,4	66,8	48,9	62,9	56,6	63,2	57,3	72,7	54,4	60,7	45,9	91,3	61,7	62,2	47,4	59,3
5	66,9	49,9	60,3	68,7	65,1	69,5	54,4	94,2	78,0	69,2	69,9	71,0	83,4	64,1	70,2	70,8	68,9
6	61,6	65,9	87,5	90,9	68,4	73,1	67,0	100,6	74,2	88,6	91,7	80,1	67,2	74,4	73,7	70,7	77,2
7	66,8	60,4	75,8	78,2	63,8	83,4	67,5	73,0	78,3	80,9	92,1	85,1	63,4	72,9	79,5	59,4	73,6
8	57,1	53,9	78,9	59,8	76,4	76,9	57,7	79,0	48,3	77,9	62,9	83,9	63,1	76,4	74,1	62,1	67,9
9	52,4	61,5	71,7	99,8	77,3	65,2	49,3	57,9	39,4	78,8	79,7	73,6	72,6	73,6	92,1	69,6	69,7
10	63,5	90,2	62,7	80,6	59,1	83,9	52,5	57,7	43,9	64,4	74,0	71,1	70,3	60,9	67,3	69,3	67,0
11	50,3	63,5	53,7	54,5	62,0	61,1	63,2	97,3	58,5	72,2	72,6	52,1	63,3	58,8	41,9	61,3	61,6
12	54,1	54,7	45,0	55,9	48,5	53,5	53,2	67,1	48,3	57,6	58,4	39,3	54,1	57,2	65,8	57,6	54,4
Mittel	58	57	64	65	63	68	61	71	62	71	72	65	70	63	68,2	64,5	65,0

Das arithmetische Monatsmittel des absoluten Schwall liegt über alle Jahre des Datensatzes und über alle Monate bei ca. 65 m³/Sek. Die Höhe des absoluten Schwall schwankt im Jahresverlauf nur gering. Im Winter ist der absolute Schwall tendenziell niedriger als in den Sommermonaten.

Wie für den absoluten Schwall, wurden auch für den relativen Schwall Vergleiche zwischen den einzelnen Jahren angestellt (siehe Tab. 2.2).

Tab. 2.2: Monatsmittel des relativen Schwall [%] in den Jahren 1995 bis 2010

Monat	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Mittel
1	281	259	170	192	215	264	115	313	190	267	247	212	326	310	351	433	259
2	222	298	200	298	274	309	216	307	250	308	368	317	366	418	328	636	320
3	224	278	172	219	220	271	183	280	270	316	297	366	265	321	224	642	285
4	168	181	226	164	180	152	121	234	270	133	185	112	170	312	74	193	180
5	103	69	90	100	47	44	30	96	71	92	99	64	99	78	41	73	75
6	37	66	49	58	44	50	31	65	49	52	99	65	68	40	43	45	54
7	37	58	50	57	48	75	37	72	86	46	81	76	50	48	52	60	58
8	62	62	62	60	56	65	56	75	63	89	71	85	78	69	76	73	69
9	62	106	89	108	71	104	73	93	84	116	110	104	107	110	115	100	97
10	136	90	158	64	81	63	97	117	104	116	71	162	136	135	207	141	117
11	170	71	150	96	132	40	194	111	114	100	177	176	191	90	187	97	131
12	225	111	157	153	164	73	235	94	124	157	199	172	218	148	282	157	167
Mittel	144	137	131	130	125	126	115	154	139	149	167	159	172	173	164	219	150

Das arithmetische Monatsmittel des relativen Schwall liegt über alle Jahre des Datensatzes und über alle Monate bei ca. 150%. Im Gegensatz zum absoluten Schwall ist der relative Schwall in allen Jahren großen Veränderungen im Jahresverlauf unterworfen.

In den Wintermonaten Jänner bis März erreicht die Höhe des relativen Schwall in vielen Jahren mehr als 300%. Mit April geht der relative Schwall im Mittel über alle Jahre auf ca. 180% zurück. Das Jahr 2009 stellt in diesem Monat mit 74% eine Ausnahme dar. Dieser "Ausreißer" lässt sich mit dem außergewöhnlich hohen Basisabfluss im April des Jahres 2009 erklären.

Zwischen Mai und August liegt der relative Schwall in beinahe allen untersuchten Jahren deutlich unter 100%. Erst im September beginnt der relative Abfluss in allen Jahren kontinuierlich anzusteigen, bis er in den Wintermonaten wieder über 300% erreicht.

Abgesehen vom Monat April im Jahr 2009 und November im Jahr 2010, liegen die Monatsmittel des relativen Schwall in den beiden letzten Untersuchungsjahren im Bereich des langjährigen Durchschnitts.

Um den Anstieg des relativen Schwall im Herbst genauer untersuchen zu können, wurden die arithmetischen Mittel des absoluten und des relativen Schwall auch auf dem Niveau einzelner Wochen ermittelt (siehe Tab. 2.3 und Tab. 2.4). Die Tabellen beschränken sich auf den Zeitraum von Juni bis November.

Tab. 2.3: Wochenmittel des absoluten Schwall [m³/Sek.] in den Jahren 1995 bis 2010

Woche	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Mittel
VI-1	67,7	68,4	78,7	69,2	67,7	59,8	59,2	130,9	72,4	70,6	81,2	58,6	64,4	67,7	71,8	83,1	73,3
VI-2	53,0	64,4	74,0	127,2	64,8	68,1	86,2	86,6	67,1	128,2	79,0	67,2	66,5	78,0	50,2	92,1	78,3
VI-3	44,9	60,0	69,8	77,0	59,7	86,2	64,9	94,1	81,2	79,9	96,1	82,6	64,6	75,1	114,5	54,9	75,3
VI-4	76,4	69,8	118,8	90,4	78,6	75,7	59,8	92,8	75,7	78,6	106,4	104,9	72,0	76,4	61,8	56,8	81,0
VII-1	81,7	55,3	72,2	90,1	75,4	71,3	60,0	85,3	91,5	69,5	111,9	108,7	82,3	68,9	71,1	53,0	78,0
VII-2	61,0	103,4	68,1	89,3	69,3	101,4	62,7	73,0	66,8	97,6	110,6	96,3	80,9	65,1	60,6	74,6	80,0
VII-3	68,7	43,6	75,9	70,1	54,7	66,2	88,5	69,5	74,6	86,3	69,9	88,0	59,3	67,0	108,8	69,7	72,6
VII-4	59,0	45,8	83,7	67,9	58,0	91,2	61,3	67,0	79,6	73,4	69,9	52,2	40,7	85,4	78,2	46,2	66,3
VIII-1	52,4	61,5	71,7	99,8	77,3	65,2	49,3	57,9	39,4	78,8	79,7	73,6	72,6	73,6	74,9	53,0	66,2
VIII-2	41,4	35,1	66,1	156,3	64,4	50,9	57,3	54,4	47,2	83,2	77,4	56,4	72,2	81,1	72,3	53,3	68,6
VIII-3	71,4	79,4	71,0	148,0	67,2	57,1	48,6	67,2	31,8	82,5	68,2	78,2	78,1	81,0	79,4	77,5	69,5
VIII-4	61,9	76,0	62,1	46,4	106,3	83,6	48,2	69,1	39,3	83,0	87,6	79,5	66,9	74,6	70,9	63,7	67,5
IX-1	63,5	90,2	62,7	80,6	59,1	83,9	52,5	57,7	43,9	64,4	74,0	71,1	70,3	60,9	120,3	47,4	69,4
IX-2	64,1	56,9	58,2	137,2	65,0	70,8	50,5	39,3	45,7	56,1	132,8	70,9	79,1	53,9	82,6	68,4	73,8
IX-3	79,4	79,8	67,4	98,4	39,5	130,6	54,4	55,5	34,9	55,8	59,2	74,7	67,1	56,7	85,8	79,3	71,9
IX-4	57,2	133,1	62,4	41,4	68,1	65,2	56,1	72,2	38,9	58,4	49,4	73,1	63,3	33,5	82,3	80,2	64,9
X-1	50,3	63,5	53,7	54,5	62,0	61,1	63,2	97,3	58,5	72,2	72,6	52,1	63,3	58,8	67,3	73,1	70,1
X-2	50,7	65,2	64,7	57,0	67,3	68,9	67,5	59,4	79,8	74,7	56,6	57,5	50,5	57,6	68,2	70,5	68,2
X-3	57,0	64,4	51,8	61,4	61,5	55,7	54,8	51,8	44,9	70,1	69,1	57,9	73,1	62,4	70,8	74,0	63,6
X-4	38,1	89,2	52,6	43,1	65,9	69,5	78,8	142,1	51,8	69,3	81,5	49,0	72,9	50,4	64,3	62,7	66,3
XI-1	54,1	54,7	45,0	55,9	48,5	53,5	53,2	67,1	48,3	57,6	58,4	39,3	54,1	57,2	47,9	57,4	61,4
XI-2	60,0	58,9	56,9	55,3	47,0	66,0	54,5	59,4	47,9	65,9	72,6	37,3	50,0	82,1	41,0	59,3	58,5
XI-3	59,7	58,2	47,4	50,3	55,4	43,3	59,0	87,1	56,0	68,9	74,2	33,4	74,8	73,1	36,5	75,2	65,9
XI-4	68,6	55,3	45,3	70,0	53,6	50,0	60,4	78,4	62,4	68,2	72,8	48,2	75,3	49,1	42,1	55,3	60,7

Die Wochenmittel des absoluten Schwalls sind im Zeitraum zwischen Juni und November einigermaßen konstant. Die Höhe des absoluten Schwalls ist in den Sommermonaten jedoch durchschnittlich etwas höher als im Winter. Große Abweichungen der Mittelwerte der Jahre 2009 und 2010 vom langjährigen Durchschnitt liegen nicht vor.

Der Verlauf des relativen Schwalls in den Wochenmitteln zwischen Juni und November wurde in Tab. 2.4 dargestellt.

Tab. 2.4: Wochenmittel des relativen Schwalls [%] in den Jahren 1995 bis 2010

Woche	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Mittel
VI-1	46	55	78	51	29	36	29	91	41	65	68	70	75	28	47	74	55
V-2	30	51	36	62	34	38	37	53	35	63	121	86	71	42	28	39	52
VI-3	28	72	29	64	35	66	31	51	52	44	108	48	66	52	69	24	52
VI-4	43	82	52	56	72	57	29	64	63	39	100	56	61	37	33	44	56
VII-1	36	55	36	41	47	58	28	77	94	32	122	83	61	39	41	38	56
VII-2	29	78	49	72	49	75	30	67	87	42	69	75	45	41	45	71	58
VII-3	41	44	46	60	44	72	46	63	82	53	60	96	48	39	63	69	58
VII-4	41	55	65	54	51	89	41	79	81	52	68	53	47	67	57	61	60
VIII-1	62	46	62	38	56	87	37	74	50	70	62	81	74	61	58	77	62
VIII-2	80	56	68	58	41	35	66	91	59	85	78	81	72	57	64	79	67
VIII-3	54	63	53	50	90	50	60	61	59	80	96	79	87	69	85	66	69
VIII-4	55	76	65	85	43	80	59	76	77	111	55	101	78	83	91	70	75
IX-1	63	46	55	200	56	73	70	64	79	101	97	69	93	97	138	62	85
IX-2	83	128	72	132	75	97	78	102	66	132	98	109	111	99	117	102	100
IX-3	56	145	84	37	91	146	88	132	89	115	119	98	100	111	81	116	100
IX-4	49	106	133	75	66	102	60	77	99	116	123	131	120	129	123	115	102
X-1	112	86	117	117	58	63	71	82	110	115	94	125	118	128	137	114	103
X-2	151	102	149	34	44	88	89	119	65	113	35	160	109	128	264	125	111
X-3	126	92	167	32	108	29	114	145	89	124	49	184	131	88	242	164	118
X-4	151	84	186	69	103	71	110	121	138	112	96	172	170	178	191	155	132
XI-1	154	91	205	89	126	56	188	136	133	43	116	169	144	48	184	68	121
XI-2	176	103	105	103	126	40	154	136	93	78	146	188	223	83	163	100	126
XI-3	135	54	145	62	144	30	250	128	115	109	207	166	256	83	178	122	137
XI-4	204	44	147	120	131	36	185	61	114	154	226	179	151	132	214	99	137

Die Höhe der Wochenmittel des relativen Schwalls steigt von Juni bis November kontinuierlich an. Zwischen Juni und Oktober kommt es zu einer Verdoppelung des relativen Schwalls von 50% auf 100%.

Die Wochenmittel der Jahre 2009 und 2010 liegen im langjährigen Durchschnitt der Wochenmittel. Die Abweichungen einzelner Wochen im Jahr 2009 vom allgemeinen Trend des Anstiegs des relativen Schwalls mit dem Jahresverlauf sind auf vergleichsweise hohe Basisabflüsse in den betreffenden Wochen zurückzuführen.

Da ein Großteil der Untersuchungen für die Fallstudie im Jahr 2009 durchgeführt wurden, werden die Schwallamplituden für dieses Jahr im Folgenden genauer betrachtet.

Tab. 2.5: Monatsmittel des absoluten und relativen Schwalls im Jahr 2009

Monat	Absolut [$m^3/Sek.$]	Relativ [%]
1	69,8	351
2	62,4	328
3	58,3	224
4	62,2	74
5	70,2	41
6	73,7	43
7	79,5	52
8	74,1	76
9	92,1	115
10	67,3	207
11	41,9	187
12	65,8	282
Mittel	68,2	164

Um den Jahresverlauf des absoluten und relativen Schwalls nachzeichnen zu können, wurden Monats- und Wochenmittel gebildet (siehe Tab. 2.5 und Tab. 2.6).

Der absolute Schwall bleibt über das ganze Jahr einigermaßen konstant im Bereich von ca. $69 m^3/Sek.$

Der relative Schwall ist hingegen einer starken Veränderung im Jahresverlauf unterworfen. Da der absolute Schwall annähernd konstant ist, sind die Schwankungen des relativen Schwalls auf jahreszeitliche Veränderungen des Basisabflusses zurückzuführen.

Im Frühjahr und Sommer liegt der relative Schwall meist unter 50%. Im Herbst steigt er mit zunehmender Abnahme des Basisabflusses jedoch rasch auf über 100%. Dies bedeutet, dass es durch den Schwall zu mehr als einer Verdoppelung des Abflusses in der Drau kommt.

Die Erhöhung des relativen Schwalls im Herbst geht mit dem Rückgang der Individuendichte der Äsche im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt einher (siehe Kapitel 4.3). Ein Zusammenhang zwischen der Zunahme des relativen Schwalls im Herbst und dem ausgedünnten Fischbestand ist naheliegend.

Tab. 2.6: Wochenmittel des absoluten und relativen Schwalls im Jahr 2009

Woche	Absolut [$m^3/Sek.$]	Relativ [%]
I-1	43,8	219
I-2	90,2	481
I-3	71,7	366
I-4	72,3	342
II-1	62,4	328
II-2	69,3	370
II-3	64,4	271
II-4	61,2	335
III-1	54,7	338
III-2	58,3	224
III-3	53,8	243
III-4	55,9	235
IV-1	57,6	206
IV-2	63,7	216
IV-3	62,2	74
IV-4	62,0	109
V-1	50,6	50
V-2	51,4	46
V-3	79,8	88
V-4	70,2	41
VI-1	63,4	66
VI-2	82,2	47
VI-3	80,5	37
VI-4	59,2	21
VII-1	73,7	43
VII-2	71,8	47
VII-3	50,2	28
VII-4	114,5	69
VIII-1	61,8	33
VIII-2	79,5	52
VIII-3	71,1	41
VIII-4	60,6	45
IX-1	108,8	63
IX-2	78,2	57
IX-3	74,1	76
IX-4	74,9	58
X-1	72,3	64
X-2	79,4	85
X-3	70,9	91
X-4	92,1	115
XI-1	120,3	138
XI-2	82,6	117
XI-3	85,8	81
XI-4	82,3	123
XII-1	67,3	207
XII-2	67,3	137
XII-3	68,2	264
XII-4	70,8	242
Mittel	64,3	191

Um den Jahresverlauf des relativen Schwall graphisch verfolgen zu können, wurde eine Jahresganglinie aus den arithmetischen Wochenmitteln erstellt (siehe Abb. 2.10).

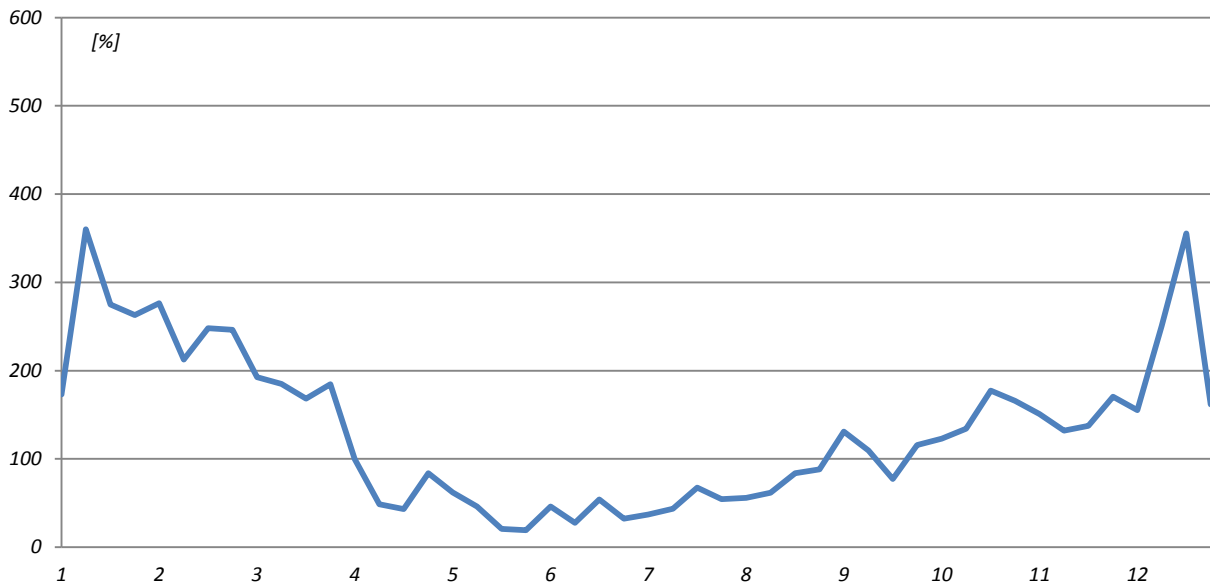


Abb. 2.10: Jahresganglinie des relativen Schwall [%] aus Wochenmittelwerten für das Jahr 2009

Vom Zeitpunkt der Emergenz der juvenilen Äschen im Mai bis in den September bleibt der relative Schwall klar unter 100%.

Eine weitere Betrachtungsweise des Jahresverlaufs des relativen Schwall bieten Summenlinien (siehe Abb. 2.11, Abb. 2.12 und Abb. 2.13). Summenlinien entstehen, indem für einen entsprechenden Zeitpunkt die Summe der bisherigen Wochenmittelwerte gebildet wird.

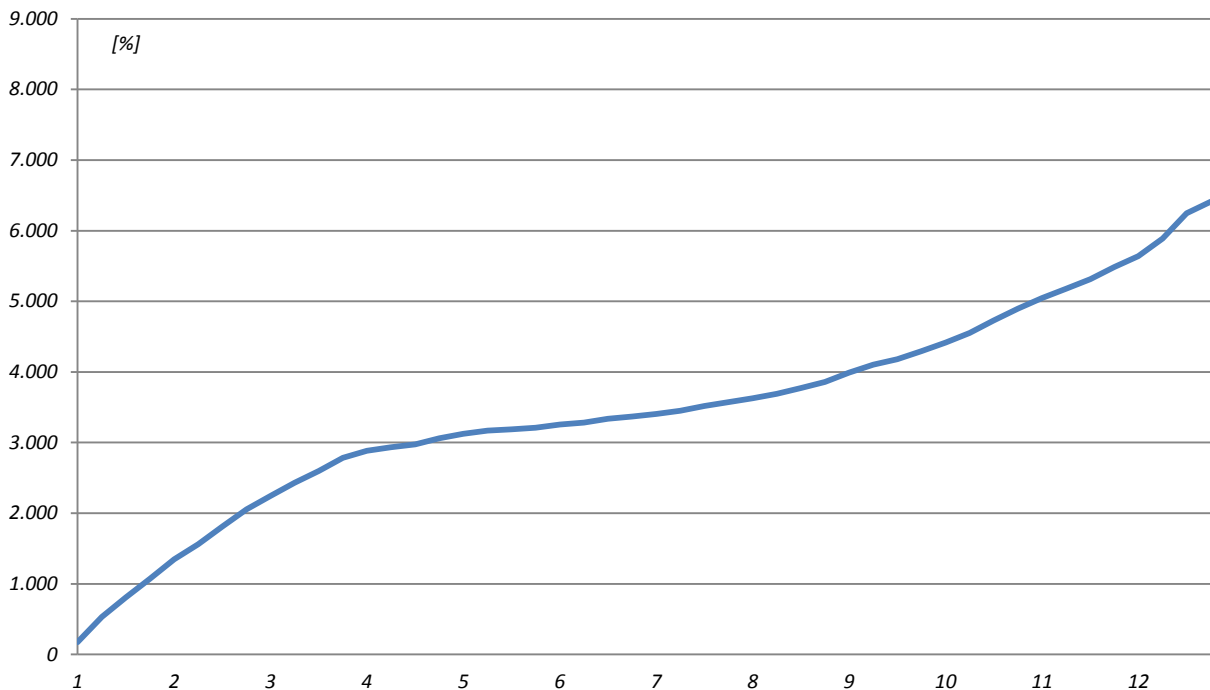


Abb. 2.11: Summenlinien des relativen Schwall [%] von Jänner bis Dezember aus Wochenmittelwerten für das Jahr 2009

Abb. 2.11 zeigt, dass der Zeitraum zwischen Mai und September nur durch eine relativ geringe Steigung gekennzeichnet ist. Das heißt, der relative Schwall ist in dieser Zeit vergleichsweise gering.

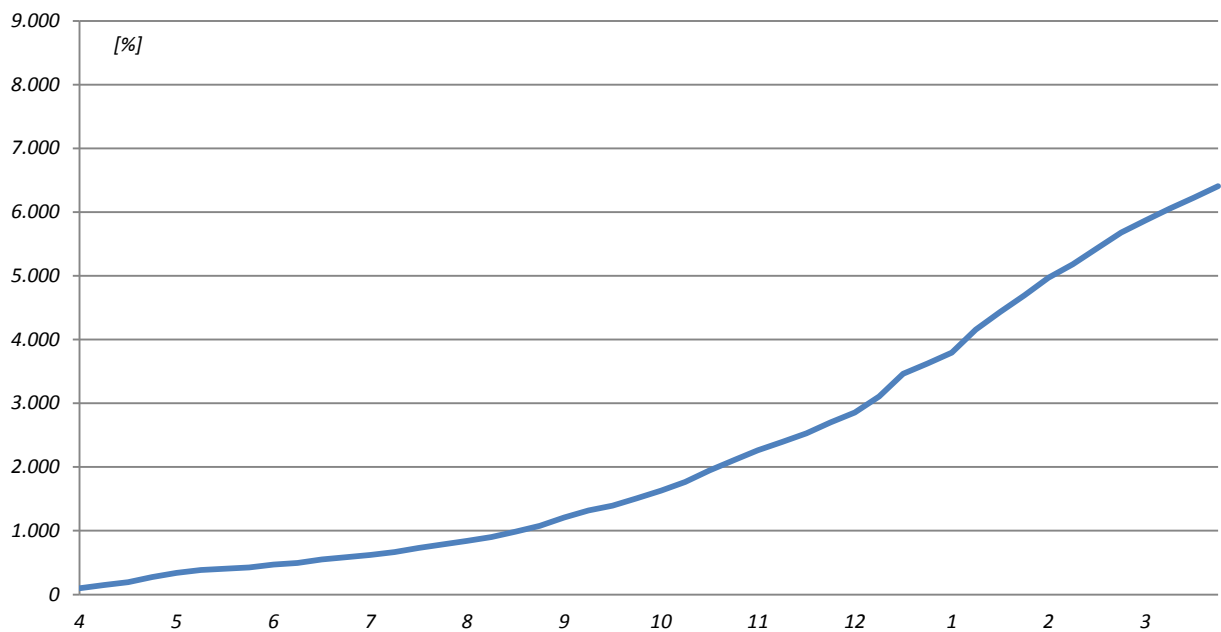


Abb. 2.12: Summenlinien des relativen Schwalls [%] von April bis März aus Wochenmittelwerten für das Jahr 2009

Die Summenlinie, beginnend mit April, eignet sich in besonderer Weise für die Analyse des Schwallinflusses auf den Äschenbestand, da sie mit dem Erscheinen der juvenilen Äschen beginnt (siehe Abb. 2.12). Bis in den September verläuft die Summenlinie relativ flach. Daraufhin ist ein Anstieg des relativen Schwalls augenscheinlich.

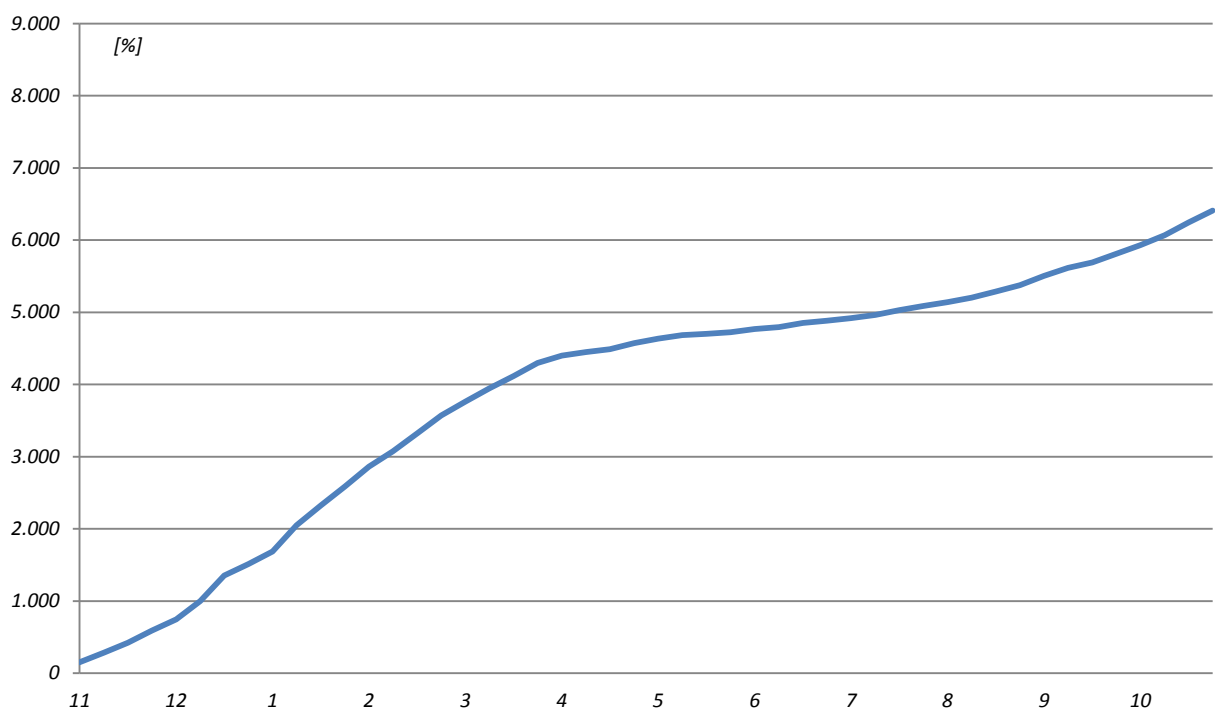


Abb. 2.13: Summenlinien des relativen Schwalls [%] von November bis Oktober aus Wochenmittelwerten für das Jahr 2009

Die Summenlinie ab November ist besonders in Bezug auf die Ökologie der Bachforelle aussagekräftig (siehe Abb. 2.13). Die Forellen sind von der Eiablage an, einem hohen relativ. Schwall ausgesetzt.

2.4 Untersuchungsstellen zur Analyse des Makrozoobenthos

Zwei der drei Untersuchungsstellen an der Drau befinden sich im von der Malta Staustufe unbeeinflussten Abschnitt bei Nikolsdorf (A) und Kleblach (B), die schwallbeeinflusste Stelle bei Rosenheim (C). Die Untersuchungsstelle der Möll (D) befindet sich in der Restwasserstrecke bei Möllbrücke vor der Einmündung in die Drau (siehe Abb. 2.1. und Abb. 2.14)

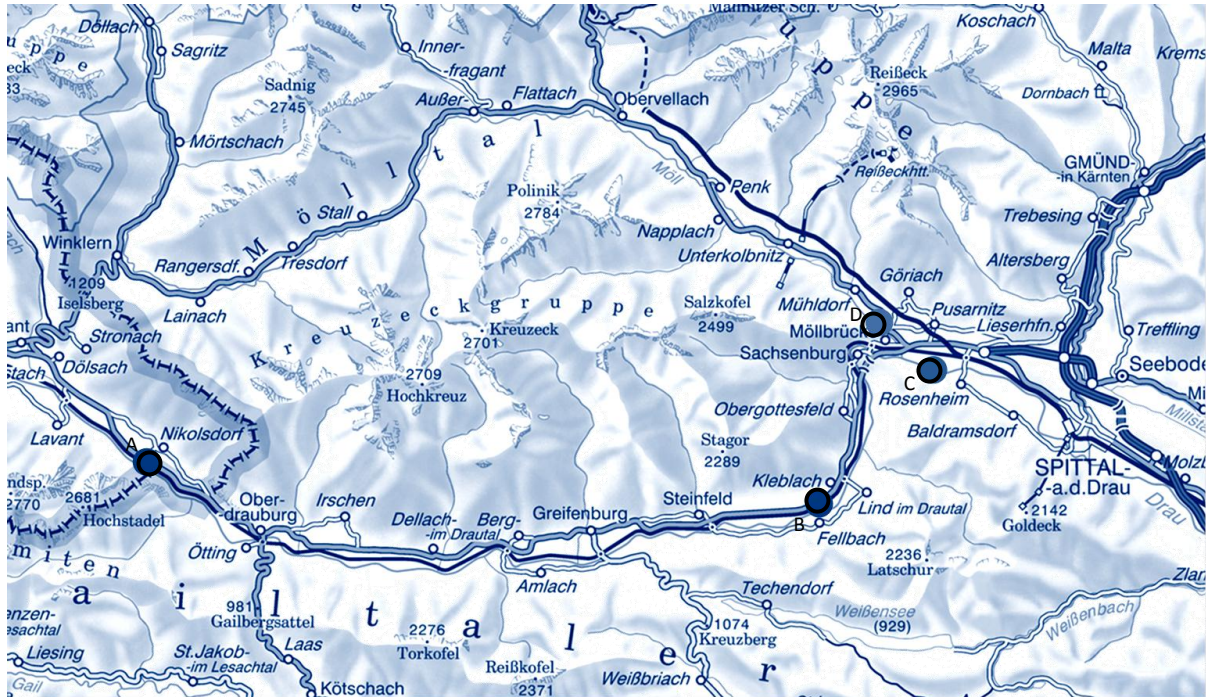


Abb. 2.14: Lage der Probestellen für die Benthos-Untersuchungen (verändert aus Amap)

Die detaillierte Lage der Untersuchungsstellen ist Tab. 2.7 zu entnehmen.

Tab. 2.7: Koordinaten der Untersuchungsstellen

Untersuchungsstelle	Koordinaten (Bundesmeldenetz)	Seehöhe [m]
Drau bei Nikolsdorf	Rechtswert: 416622 Hochwert: 182169	635
Drau bei Kleblach/Lind	Rechtswert: 449204 Hochwert: 179919	574
Drau bei Rosenheim	Rechtswert: 455864 Hochwert: 186822	545
Möll bei Möllbrücke	Rechtswert: 453517 Hochwert: 187894	556

2.4.1 Drau bei Nikolsdorf

Die im Flussverlauf erste Untersuchungsstelle liegt an der Grenze Kärntens zu Osttirol auf Höhe der Ortschaft Nikolsdorf und stellt eine der beiden vom Malta-Schwall unbeeinflussten Abschnitte dar. Eine geringe Schwallwirkung des KW Strassen-Amlach ist jedoch gegeben.

Beide Uferseiten sind begradigt und mit Blockwurf und Buhnen versehen. Die Probenahmen fanden am orografisch rechten Ufer am 18.08.2009 und am 23.03.2010 statt, wobei der niedrige Wasserstand im Winter/Frühjahr die Kiesbank zugänglich machte und eine Begehung in die "Hauptrinne" der Drau ermöglichte, was im Sommer nicht der Fall war.



Foto 2.3: Probenahmestelle Nikolsdorf, im August (links) und im März (rechts);

2.4.2 Drau bei Kleblach

Im Flussabschnitt zwischen Steinfeld und Kleblach/Lind (Flusskilometer 36,061 - 38,497) wurde eine große Revitalisierungsmaßnahme im EU-LIFE-Projekt Auenverbund Obere Drau realisiert.

Die Ziele der Maßnahme waren die Stabilisierung der Gewässersohle, ein dauerhaft hohes ökologisches Potential und die Steigerung der Struktur- und Lebensraumvielfalt sowie der Flusssynamik.

Auf einer Länge von 1,3 km wurden Uferaufweitungen durchgeführt. Zwischen den Totarmen wurde das Gewässerbett um bis zu 45 m aufgeweitet. Ein 500 m langer und 30 m breiter Seitenarm wurde angelegt. Der Totarm im Westen wurde wieder so an die Drau angebunden, dass er vom jährlichen Hochwasser durchströmt wird. Der Totarm im Osten wurde nur teilweise revitalisiert. Autümpel wurden erhalten und die Ackernutzung wurde in diesem Bereich aufgegeben damit sich wieder eine Aulandschaft entwickeln kann (vgl. LIFE-Projekt 2003 in Riedl 2010).

Die Probenstelle bei Kleblach stellt den zweiten nicht vom Schwall der Malta- Unterstufe beeinflussten Bereich dar und wurde im Bereich der Maßnahme beprobt, die ca. 10,5km oberhalb des Schwalleinstoßes liegt. In der Folgenden Abbildung ist die genaue Probenstelle in Kleblach rot eingekreist, dargestellt. Der Bereich zeichnet sich durch ein Gleitufer und große Kiesbänke aus (siehe Foto 2.4 und Foto 2.5).

Diese schwallunbeeinflusste Stelle war bei Niederwasser durchgehend watbar und wurde an den Terminen 18.08.2009, 14.10.2009, 25.11.2009, 23.02.2010 und 22.03.2010 beprobt.



Foto 2.4: Kleblach Probennahmestelle, Luftaufnahme;



Foto 2.5: Probennahmestelle Kleblach, August (links) und März (rechts);

2.4.3 Drau bei Rosenheim

Am Drauabschnitt Rosenheim wurde von November 2006 bis Juni 2007, im Zuge des LIFE-Projekts „Lebensader Obere Drau“ eine Flussaufweitung durchgeführt. Ziel dieses Projektes ist es, die durch die Begradigung der Drau hervorgerufene Sohlerosion zu reduzieren und historisch flusstypische Lebensräume oberhalb der Rosenheimer Brücke, wieder zu schaffen. Die geradlinige Ufersicherung, die überwiegend mit Blocksteinen versehen war, wurde am orografisch rechten Ufer, auf einer Länge von mehr als einem Kilometer entfernt bzw. rückversetzt. Weitere getätigte Maßnahmen waren die Aufweitung des Flussbettes, neu initiierte Grauerlenwälder und die Wiederbelebung von Augewässern durch Auweiher und der Instandsetzung eines Alt- und Flutmuldensystems (Riedl 2010).

Dieser Abschnitt liegt ca. 4 km unterhalb des Schwalleinstoßes und ca. 2 km unterhalb der Restwassereinmündung der Möll. Die Probennahme wurde am 17.08.2009, 14.10.2009, 25./26.11.2010, 23.02.2010 und 22.03.2010 durchgeführt. Aufgrund der hydraulischen Gegebenheiten war dieser Abschnitt nicht durchgehend wasserführend. Zur Veranschaulichung der großen saisonalen Unterschiede im Abfluss der Drau ist der Abschnitt in Foto 2.6 zu zwei Saisonen dargestellt.



Foto 2.6: Probennahmestelle Rosenheim, August (links) und März (rechts);

2.4.4 Möll bei Möllbrücke

Die Untersuchungsstelle der Möll ist unmittelbar oberhalb der Bundesstraßen- und Eisenbahnbrücke ca. 400 m vor der Mündung in die Drau gelegen. Es handelt sich um eine Restwasserstrecke, die sich durch einen konstanten jährlichen Abfluss auszeichnet. Es sind mindestens 5 m³/s für die Restwasserstrecke der Möll bei Möllbrücke vorgeschrieben (Flussraumagenda Alpenraum 2007). Beidseitig ist eine begradigte Ufersicherung, die überwiegend mit Blocksteinen versehen ist, gegeben.

Zu allen Terminen war im Gegensatz zu den Probenstellen der Drau, ein dreidimensionaler Algenaufwuchs am Sediment feststellbar, der die Stabilität des Flussbetts aufgrund des konstanten Abflusses widerspiegelt.

Die Proben wurden am 17.08.2009, 13.10.2009, 25.11.2009, 23.02.2010 und 22.03.2010 entnommen. Die Restwassersituation ermöglichte eine Beprobung über die gesamte Gewässerbreite.

Aufgrund des Möll-Stauüberlaufs wegen Turbinen-Revisionsarbeiten im KW Malta-Unterstufe, stieg im Oktober der Restwasserpegel dramatisch an, was sich auch auf die MZB-Fauna auswirkte (siehe Kap. 4.5).



Foto 2.7: Möll Probennahmestelle, Luftaufnahme;



Foto 2.8: Probennahmestelle Möll, August (links) & März (rechts)

3 Methodik

Entsprechend der Zielsetzung des Projektes (siehe Kapitel 1) wurden vorrangig fünf Hypothesen überprüft.

Da die Überprüfung der einzelnen Hypothesen unterschiedliche und teilweise voneinander unabhängige Aufnahme- und Auswertungsmethoden erfordern, werden sie in diesem und im folgenden Ergebnis-Kapitel getrennt behandelt.

Der Untersuchungszeitraum und der Erhebungsaufwand sämtlicher Feldaufnahmen zur Überprüfung der Hypothesen wird in der folgenden Tabelle zusammengefasst (siehe Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Übersicht über die durchgeführten Aufnahmen im Gelände

<i>Hypothese</i>	<i>Datum</i>	<i>Methode</i>	<i>Gewässerabschnitt</i>
1	28.04.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
1	29.04.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
1	10.05.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Spittal
1	10.05.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
1	11.05.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
1	11.05.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Spittal
1	13.05.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Drauhofen
1	18.05.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Spittal
1	21.05.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
1	01.06.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
1	14.09.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
1	13.10.2010	Beobachtung von Sunkereignissen	Rosenheim
2/3	13.05.2009	Streifenbefischung, Habitaterfassung	Greifenburg - Spittal an der Drau
2/3	17.06. - 18.06. 2009	Streifenbefischung, Habitaterfassung	Greifenburg - Spittal an der Drau
2/3	30.06. - 02.07. 2009	Streifenbefischung, Habitaterfassung	Greifenburg - Spittal an der Drau
2/3	20.07. - 22.07. 2009	Streifenbefischung, Habitaterfassung	Greifenburg - Spittal an der Drau
2/3	19.08. - 21.08. 2009	Streifenbefischung, Habitaterfassung	Greifenburg - Spittal an der Drau
2/3	22.08.2009	Streifenbefischung, Habitaterfassung	Möll (Leinach - Obervellach)
2/3	10.10. - 13.10. 2009	Streifenbefischung, Habitaterfassung	Greifenburg - Spittal an der Drau
2	14.10.2009	Streifenbefischung	Möll (Leinach - Obervellach)
3	19.07. - 10.08. 2010	Habitaterfassung für Präferenzkurven	Amlach - Spittal an der Drau
4	09.09. 2009 - 10.09.2009	Fang der Fische für die Fettanalysen	Oberdrauburg- Spittal an der Drau
4	12.10. 2009 - 13.10.2009	Fang der Fische für die Fettanalysen	Oberdrauburg- Spittal an der Drau
4	18.11. 2009 - 19.11.2009	Fang der Fische für die Fettanalysen	Oberdrauburg- Spittal an der Drau
4	29.12. 2009 - 30.12.2009	Fang der Fische für die Fettanalysen	Oberdrauburg- Spittal an der Drau
4	25.02. 2010 - 26.02.2010	Fang der Fische für die Fettanalysen	Oberdrauburg- Spittal an der Drau
4	30.03. 2010 - 31.03. 2010	Fang der Fische für die Fettanalysen	Oberdrauburg- Spittal an der Drau
5	30.06. - 20.07.2009	Fang der Fische für die Magenanalysen	Greifenburg - Spittal an der Drau
5	20.7. - 22.07.2009	Fang der Fische für die Magenanalysen	Greifenburg - Spittal an der Drau
5	19.08. - 21.08.2009	Fang der Fische für die Magenanalysen	Greifenburg - Spittal an der Drau
5	10.09.2009	Fang der Fische für die Magenanalysen	Radlach - Rosenheim
5	12.10. - 13.10.2009	Fang der Fische für die Magenanalysen	Radlach - Rosenheim
5	18.11. - 19.11.2009	Fang der Fische für die Magenanalysen	Kleblach - Rosenheim
5	29.12. - 30.12.2009	Fang der Fische für die Magenanalysen	Dellach - Möllbrücke
5	25.2. - 26.2.2010	Fang der Fische für die Magenanalysen	Dellach - Lendorf
5	30.3. - 31.3.2010	Fang der Fische für die Magenanalysen	Dellach - Sachsenburg
5	17.08. - 18.08.2009	Benthosaufnahmen (MHS, KS, Drift)	Nikolsdorf - Rosenheim + Möll
5	13.10. - 14.10.2009	Benthosaufnahmen (KS, Drift)	Kleblach - Rosenheim + Möll
5	25.11. - 26.11.2009	Benthosaufnahmen (KS, Drift)	Kleblach - Rosenheim + Möll
5	23.02.2010	Benthosaufnahmen (KS, Drift)	Kleblach - Rosenheim + Möll
5	22.03. - 23.03.2010	Benthosaufnahmen (MHS, KS, Drift)	Nikolsdorf - Rosenheim + Möll

3.1 Aufnahmemethodik zu Hypothese 1



Hypothese 1:

Frühe Larvenstadien der Äsche (April/Mai) stranden bei Sunk bzw. werden bei Schwall abgedriftet und so wird die Larvendichte bereits früh reduziert.



Für die Untersuchung der Hypothese 1 wurden neben Aufnahmen von Sunkereignissen auch hydro-morphologische Modelle herangezogen, die im Zusammenhang mit dem Projekt „Schwall 2012“ erstellt werden.

3.1.1 Visuelle Aufnahmen von Sunkereignissen

Da es für die Vor-Ort- Aufnahmen gestrandeter Fisch-Larven essentiell ist, zum Zeitpunkt des Sunkereignisses im Monitoringabschnitt zu sein, wurde mit der Warte der Malta Kraftwerksgruppe enger telefonischer Kontakt gehalten. Eine längerfristige Planung von Strandungsuntersuchungen war nicht möglich, da der Kraftwerksbetrieb vom aktuellen Bedarf innerhalb des Stromnetzes gesteuert wird und längerfristige Prognosen, wann es zu Schwall- bzw. Sunkereignissen kommt, nicht möglich waren. Ein grober täglicher Betriebsplan ist ca. 24 Stunden vorab in Erfahrung zu bringen. Spontane Abweichungen davon bzw. letztlich zu geringe Leistungsänderungen an den Turbinen erschwerten die Freiland-aufnahmen zu Hypothese 1 im Untersuchungszeitraum beträchtlich.

Die Aufnahmen erfolgten rein visuell. Vor Eintreffen des Sunks wurde fallweise ein Lattenpegel installiert, um den Wasserstandsrückgang pro Zeiteinheit im beobachteten Profil zu dokumentieren.

Bereits während des Pegelrückganges wurde ein vordefinierter Abschnitt (ca. 200 - 300 m) beobachtet und das Verhalten der ufernahen Jungfische beobachtet und in Pfützen eingeschlossene Jungäschen bestmöglich gezählt. Bei Erreichen des vollständigen Absenckzieles müssen die Aufnahmen bereits abgeschlossen sein, da eingeschlossene Jungfische, je nach Korngrößen vor Ort, sich entweder unter groben Geschiebefraktionen verstecken oder sich aber durch schlängelnde Bewegungen selbst im Feinsediment eingraben und somit für den Beobachter unsichtbar werden.

Die Aufnahmen erfolgten jeweils durch mindestens zwei Personen. Wesentliches Augenmerk wurde neben dem Versuch der Quantifizierung auf die Fotodokumentation gelegt. Besonders bei den nächtlichen Untersuchungen waren aufgrund optischer Einschränkungen Quantifizierungen schwieriger als bei Tageslicht.

Insgesamt wurden 19 Sunkereignisse in den Jahren 2009 und 2010 dokumentiert (siehe Tab. 3.2 und Tab. 3.3)

Tab. 3.2: Zeit und Ort der untersuchten Sunk-Ereignisse im Jahr 2009

<i>Untersuchungstermin</i>	<i>Uhrzeit</i>	<i>Untersuchungsstelle</i>	<i>Wasserrückgang [m³/Sek.]</i>	<i>Abflussmenge [m³/Sek.]</i>	<i>Pegelabsenkung</i>
07.05.2009	16:30	Rosenheim, rechtsufrig	23,6	148,1	-
08.05.2009	15:00	Rosenheim, rechtsufrig	26,4	161,6	-
10.06.2009	16:30	Rosenheim, rechtsufrig	29,0	211,5	-
11.06.2009	00:30	Rosenheim, beidufrig	30,3	192,2	-
11.06.2009	16:30	Rosenheim, beidufrig	21,8	200,7	-
02.07.2009	00:15	Spittal, rechtsufrig	19,3	194,3	-
02.07.2009	18:00	Rosenheim, linksufrig	16,0	231,4	-

Tab. 3.3: Zeit und Ort der untersuchten Sunk-Ereignisse im Jahr 2010

<i>Untersuchungstermin</i>	<i>Uhrzeit</i>	<i>Untersuchungsstelle</i>	<i>Wasserrückgang [m³/Sek.]</i>	<i>Abflussmenge [m³/Sek.]</i>	<i>Pegelabsenkung</i>
28.04.2010	15:30	Rosenheim, rechtsufrig	9,6	93,4	-
29.04.2010	00:15	Rosenheim, rechtsufrig	29,7	60,5	-
10.05.2010	18:00	Spittal, rechtsufrig	34,0	156,0	-
10.05.2010	18:00	Rosenheim, rechtsufrig	34,0	156,0	-
11.05.2010	01:15	Rosenheim, rechtsufrig	45,0	105,0	-
11.05.2010	01:50	Spittal, rechtsufrig	17,0	120,0	-
13.05.2010	23:15	Drauhofen, linksufrig	44,0	110,0	32 cm in 20 min
18.05.2010	14:45	Spittal, linksufrig	24,0	122,0	16 cm in 26 min
21.05.2010	14:25	Rosenheim, linksufrig	30,0	126,0	24 cm in 31 min
01.06.2010	23:20	Rosenheim, rechtsufrig	51,0	135,0	-
14.09.2010	23:20	Rosenheim, rechtsufrig	30,9	69,0	22 cm in 28 min
13.10.2010	20:15	Rosenheim, rechtsufrig	26,6	93,4	14 cm in 20 min

3.2 Aufnahmemethodik zu Hypothese 2



Hypothese 2:

Während der Zeit mit erhöhtem Basisabfluss (Juni bis September) entwickeln sich die Jungäschen in unterschiedlich durch Schwall beeinflussten Bereichen hinsichtlich Wachstum und Kondition annähernd gleich gut.



Für die Überprüfung der Hypothese 2 also um den Einfluss des Abflusses auf die Entwicklung und Verteilung der Jungfische feststellen zu können, wurde das Untersuchungsgebiet in einen schwallbeeinflussten und einen nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt geteilt. Da die Drau jedoch keinen gänzlich schwallfreien Abschnitt aufweist, wurden zur Gewinnung von Referenzwerten auch Untersuchungen an der Möll durchgeführt (siehe Kapitel 2).

Zur Erfassung der Jungfisch-Bestände in beiden Flüssen wurden Streifenbefischungen in Strukturen durchgeführt.

3.2.1 Termine und Umfang

Die Befischungen wurden im Zeitraum des erhöhten Basisabflusses der Drau zwischen Mai und Oktober des Jahres 2009 durchgeführt (siehe Tab. 3.4).

Tab. 3.4: Termine und Methoden zur Datenerfassung in Drau und Möll

Befischungstermin	Drau		Möll	
	Streifenbefischung	Habitaterfassung	Streifenbefischung	Habitaterfassung
13.05. 2009	○	●		
17.06. - 18.06. 2009	○	●		
30.06. - 02.07. 2009	●	●		
20.07. - 22.07. 2009	●	●		
19.08. - 22.08. 2009	●	●	●	
10.10. - 14.10. 2009	●	●	●	●

○ Die Streifenbefischung wurde mit einem Rückenaggregat im Hinblick auf frisch emigrierte Jungäschen durchgeführt.

● Es wurde eine vollständige Erfassung aller Strukturen und aller untersuchten Fischarten per Schlauchboot durchgeführt.

Bei den ersten beiden Befischungsterminen wurde das Hauptaugenmerk der Beprobung auf die frisch emigrierten Äschen gelegt. Sie stellen somit einen Übergang zwischen den Untersuchungen zu den Hypothesen 1 und 2 dar (siehe Kapitel 3). Diese Befischungen wurden mit einem Rückenaggregat durchgeführt. Dem entsprechend wurden beinahe ausschließlich Schotterbänke befischt und die beiden Forellenarten wurden in den Stichproben unterrepräsentiert erhoben.

Ab dem dritten Befischungstermin erfolgten die Befischungen mit einem Schlauchboot und zielten auf Äsche, Bach- und Regenbogenforelle ab (siehe Kapitel 3.2.2.2).

In der Drau wurden generell die Fischarten Äsche, Bachforelle und Regenbogenforelle untersucht, in der Möll hingegen nur die Äsche. Die Habitaterfassung wurde in beiden Gewässern nur für die Äsche vorgenommen.

Die Fischbestandserhebung zielte ausschließlich auf das Erfassen der Zusammensetzung des 0+-Jahrgangs der untersuchten Fischarten ab. Da sich die Jungfische nur in speziellen Strukturen aufhalten (Nykänen, et al., 2003), wurde nicht der gesamte Flussquerschnitt beprobt, sondern nur jene Bereiche, die die entsprechenden Habitatqualitäten aufweisen.

Die unterschiedenen Strukturen wurden in Blockwurf (BW), Bucht (BU), Schotterbank (SB), Ufer (UF) und versetzte Schotterbank (VSB) gegliedert (siehe Tab. 3.5, bzw. Foto 3.1, Foto 3.2 und Foto 3.3).

Tab. 3.5: Beschreibung der unterschiedenen Mesohabitattypen bei der Befischung

Bezeichnung	Beschreibung
Blockwurf (BW)	Blockwurf-Ufersicherung
Bucht (BU)	Buchten, Bühnenfelder und angebundene Nebengewässer ohne Strömung bzw. mit Kehrströmung
Schotterbank (SB)	flache Sand- und Schotterufer bzw. Schotterinseln
Ufer (UF)	steile bis mäßig steile Ufer mit eingetauchter bzw. überronnener Vegetation (ohne Verbauung)
Versetzte SB (VSB)	gänzlich überronnene Schotterbänke inmitten des Hauptgerinnes

Da durch die Regulierungsmaßnahmen im vorigen Jahrhundert ein Großteil der typischen Strukturen in der Drau verloren ging, wird das gesamte Untersuchungsgebiet von Blockwürfen dominiert. Nur in Bereichen, die im Zuge der Revitalisierungsmaßnahmen strukturiert wurden, konnten auch Strukturbefischungen von Ufern, Buchten und Schotterbänken durchgeführt werden (siehe Kapitel 2.1.2).

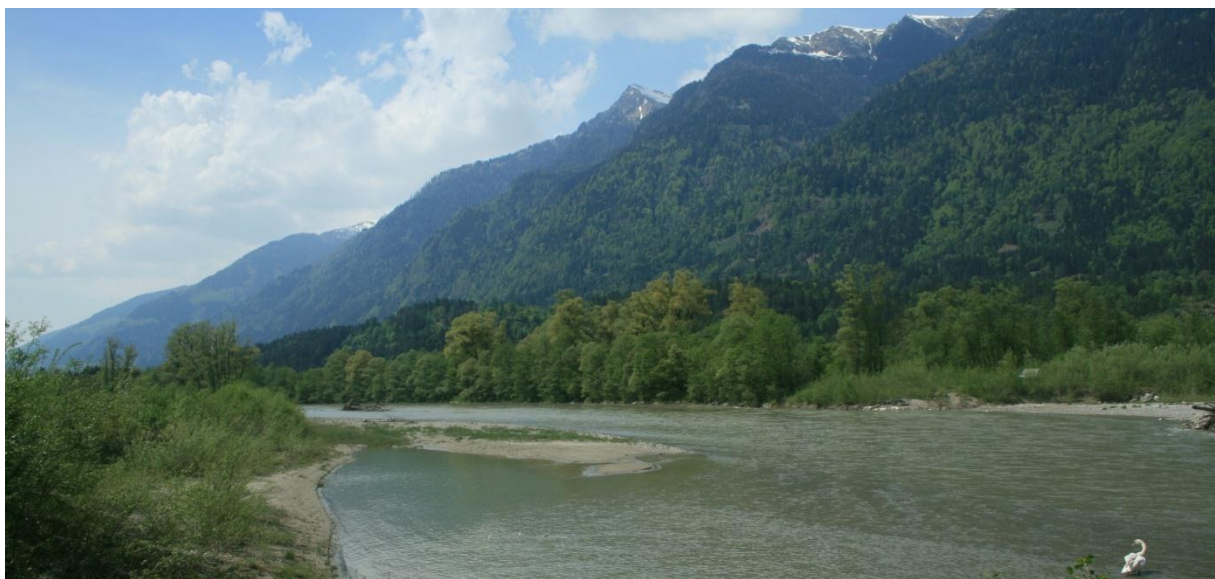


Foto 3.1: Eine strömungsberuhigte Bucht (BU) hinter einer Schotterbank (SB)



Foto 3.2: Ein Ufer (UF) mit überronnener Vegetation und ohne Sicherungsbauten



Foto 3.3: Eine unbewachsene Schotterbank (SB) bzw. unter Wasser eine versetzte Schotterbank (VSB)

3.2.2 Streifenbefischung in Strukturen

Zur Bestandserhebung der Jungfische wurde die am Institut für Hydrobiologie etablierte Streifenbefischungsmethode angewendet. Dabei handelt es sich um eine semiquantitative Erfassung des Fischbestandes im Fließgewässer. Nach statistischer Verarbeitung der gewonnenen Stichproben kann auf die Grundgesamtheit des Fischbestandes geschlossen werden.

Voraussetzung für die Streifenbefischungsmethode ist, dass sich von den erhobenen Daten quantifizierbare Bestandeswerte ableiten lassen. Dazu müssen die gewonnenen Fischbestandsdaten stets dem Ausmaß der Beprobungsfläche zugeordnet werden können. Dies bedingt die Flächenermittlung jedes einzelnen Befischungstreifens.

Außerdem erfordert die Streifenbefischungsmethode die Erfassung der jeweiligen Struktur der Beprobung. Jeder Befischungstreifen muss also einer Struktur zugeordnet werden. Die Beprobung der einzelnen Strukturen muss repräsentativ zum Vorkommen der Strukturen im Fließgewässer erfolgen, um Unterschiede des Fischbestandes in den unterschiedlichen Strukturen berücksichtigen zu können.

3.2.2.1 Elektrobefischung

Zur Streifenbefischung wurde die Methode der Elektrobefischung herangezogen, die auf den Prinzipien der Galvanotaxis und Galvanonarkose beruht. Zwischen einer ins Wasser getauchten Anode und einer Kathode wird mit einem Elektroaggregat ein elektrisches Feld im Wasser aufgebaut. Die Fische, die in den Einflussbereich des elektrischen Feldes geraten, werden zur Anode gezogen und in deren Nahbereich betäubt.

In Abhängigkeit der abiotischen Faktoren (Leitfähigkeit und Transparenz des Wassers, Habitatstruktur, Substrat, Fließgeschwindigkeit und Temperatur) sowie der Art und Größe der Fische geraten die Fische im Umkreis von ca. 1,5 m um die Anode in den Einfluss des elektrischen Feldes. Größere Fische haben aufgrund der größeren Spannungsdifferenz im elektrischen Feld zwischen Kopf und Schwanz eine höhere Fangwahrscheinlichkeit (Peter et al. 1996).

Für die Stromerzeugung wird ein benzinbetriebenes Elektroaggregat mit Viertaktmotor verwendet, das auf dem Boot stationiert ist. Das verwendete Stand-Aggregat liefert eine Leistung von 5 kW (konstanter Gleichstrom - cDC) mit einer wählbaren Spannung zwischen 300 und 600 V.

Als Anode kommt eine sogenannte Polstange zum Einsatz. Die Polstange besteht aus einem leitenden Metallring mit einem feinmaschigen Kunststoffnetz auf einem langen isolierten Stil. Bei der Kathode handelt es sich um ein ca. 2 m langes Kupferkabel, das hinter dem Aggregat im Wasser hergezogen wird.

3.2.2.2 Ablauf

Um eine hohe Mobilität im Fluss zu erreichen und auch tiefere Gewässerbereiche untersuchen zu können, wird zur Streifenbefischung ein Schlauchboot eingesetzt. Neben dem raschen Standortwechsel im Gewässer dient das Schlauchboot vor allem zur Stationierung des Stromaggregats für die Elektrobefischung (siehe Foto 3.4). Das eingesetzte Schlauchboot wird von einem 15 PS starken Außenbordmotor angetrieben.

Die Mannschaft zur Streifenbefischung besteht aus 4 Personen: Polstangenführer, Kescherführer, Bootsführer und Protokollführer (siehe Foto 3.5 und Foto 3.6). Die Befischung erfolgt grundsätzlich wattend gegen die Fließrichtung auf einer Breite von 4 m.

- Der Polstangenführer geht voran und erzeugt durch das Eintauchen der Anode das elektrische Feld und stößt damit die Fische auf. Außerdem markiert er Fischstandorte für die Habitaterfassung mit einer, auf einem Gewicht angebrachten Fahne.
- Der unmittelbar hinter dem Polstangenführer agierende Kescherführer fängt die ins elektrische Feld geratenen Fische mit einem Kescher ein und sammelt sie in einem Fischbehälter auf dem Schlauchboot.
- Der Bootsführer zieht das Schlauchboot hinter sich her und bedient das Stromaggregat.
- Der Protokollführer ermittelt die Länge des Befischungstreifens mit einem Laserentfernungsmesser und nimmt GPS-Waypoints am Beginn und Ende des Streifens zur Erstellung von GPS-Tracks. Außerdem führt er die Habitaterfassung durch (siehe Kapitel 3.3.1).

Im Anschluss an jede durchgeführte Streifenbefischung erfolgt die Vermessung, Protokollierung und das Zurücksetzen der gefangenen Fische. Da die Fischdichten relativ gering waren, wurden stets 100 % der aufgestöberten Fische gefangen. Die ansonsten übliche Schätzung des Fangerfolgs durch den Kescherführer war daher nicht erforderlich.

Die Vermessung der gefangenen Fische wird am Ufer in einem windgeschützten Bereich vorgenommen. Es wird die Anzahl aller gefangenen Arten notiert. Länge und Gewicht werden nur von den untersuchten Salmoniden aufgenommen.

- Die Totallänge, also die Länge von der Spitze des Mauls bis zum Ende der Schwanzflosse, wird von Äsche, Bach- und Regenbogenforelle auf Millimeter genau ermittelt.
- Gewogen wird ausschließlich die Äsche. Das Gewicht wird mit einer Waage, die für eine genaue Messung horizontal und windgeschützt aufgestellt werden muss, auf 0,01 g genau bestimmt. Im Bedarfsfall wird eine Windschutzkonstruktion über die Waage gestülpt.

Einige Strukturen eignen sich nicht zur Einhaltung der festgelegten Breite des Befischungstreifens von 4 m. In diesen Fällen wird die Streifenbreite an die gegebenen Bedingungen angepasst und die Abweichung bei der Flächenberechnung des Befischungstreifens berücksichtigt.

Da aufgrund der Wassertiefe nicht alle Strukturen watend befischt werden können, werden einige Befischungstreifen vom Boot aus durchgeführt. Der Bootsführer steuert dabei das Schlauchboot mit dem Außenbordmotor, Polstangenführer und Kescherführer arbeiten am Bug des Bootes. Der Ablauf der Befischung entspricht im Wesentlichen der watenden Befischung.

Die ersten beiden Befischungen wurden mit einem Rückenaggregat und nicht mit einem Schlauchboot durchgeführt. Das eingesetzte Rückenaggregat liefert eine Leistung von 1,5 kW (konstanter Gleichstrom - cDC). Da der Polstangenführer das Aggregat zur Stromerzeugung auf dem Rücken trägt, war bei dieser Befischungsmethodik kein Bootsführer erforderlich. Abgesehen davon, gleichen die Arbeitsabläufe und die Anordnung der Befischungsmannschaft der oben beschriebenen Methode.



Foto 3.4: Das Schlauchboot mit dem Standaggregat erhöht die Mobilität im Gewässer



Foto 3.5: Von links nach rechts: Bootsführer, Polstangenführer und Kescherführer bei der watenden Befischung

3.2.3 Auswertung

Prioritär werden die Datensätze aus den Befischungen im Jahr 2009 und 2010 untersucht. Dabei werden getrennte Analysen der beiden Gewässer Drau und Möll sowie des schwallbeeinflussten Gewässerabschnitts und des nicht schwallbeeinflussten Abschnitts vorgenommen.

Für vergleichende Analysen werden Daten aus vorangegangenen Befischungen des Instituts für Hydrobiologie herangezogen. Geeignete Daten liegen für die Jahre 1998, 1999, 2002, 2003 und 2006 vor. Die Daten wurden vor allem im Rahmen von EU-LIFE-Projekten erhoben (Unfer et al. 2004 und 2009). In weitere Folge werden die Befischungen für diesen Datensatz unter dem Begriff vorangegangene Untersuchungen zusammengefasst. Aus diesen Untersuchungen wurden nur die Daten des 0+-Jahrgangs der Äsche herangezogen.

Für Abflussuntersuchungen werden Daten der AHP, die im Zuge eines Monitorings die Abflussmenge in m³/Sek. im 15-Minuten-Takt ermittelt, herangezogen. Die Datensätze umfassen die Jahre 1995 bis 2009.

Die Auswertung umfasst also neben fischbezogenen Analysen auch Abflussuntersuchungen:

- Befischte Fläche
 - Gesamtfang der 0+-Fische
 - Individuendichte
 - Längenhäufigkeitsverteilung
 - Längen/Gewichts-Korrelation
 - Abflussmengen
 - Schwallamplituden
- } fischbezogene Untersuchungen
- } abflussbezogene Untersuchungen

Um festgestellte Zusammenhänge zu überprüfen, werden neben verschiedenen Anwendungen der deskriptiven Statistik auch statistische Signifikanztests durchgeführt.

Für die Auswertungen werden die Statistikprogramme Microsoft Office Excel 2007, SPSS 15.0 und BiAS 8.2 herangezogen. Die Erstellung der Abbildungen erfolgt mithilfe von Microsoft Office Excel 2007 sowie SPSS 15.0 und GoogleEarth 5.

3.2.3.1 Fischbezogene Daten

Nach den Feldaufnahmen werden die Daten zur weiteren Verarbeitung in Microsoft Office Excel 2007 übertragen. Die Durchführung von Signifikanztests erfordert den Export der Datensätze in andere Programme.

Grundsätzlich werden die Daten von Drau und Möll getrennt untersucht. Weiters erfolgte eine Unterscheidung von schwallbeeinflussten und nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten (siehe Kapi-

tel 2) sowie eine Untergliederung in Strukturen (siehe Kapitel 3.2.1). Es wird nur der 0+-Bestand der untersuchten Fischarten analysiert.

Befischte Fläche: Die Ermittlung der befischten Fläche ergibt sich aus der erhobenen Länge und Breite jedes Befischungstreifens. Die Länge wurde dabei direkt im Feld ermittelt und nachträglich mithilfe der GPS-Waypoints und dem Programm ESRI ArcGIS 9.3 überprüft.

Jeder Befischungstreifen wurde im Zuge der Aufnahme einem bestimmten Strukturtyp zugeordnet. Aus der Summe der betreffenden Befischungstreifen leitet sich die gesamte befischte Fläche, getrennt nach Gewässer, Gewässerabschnitt, Befischungstermin und Struktur ab.

Gesamtfang der 0+-Fische: Um den Umfang des 0+-Bestandes der untersuchten Fischarten eindeutig bestimmen zu können und ältere Fische aus dem Datensatz zu entfernen, werden Längenhäufigkeitsdiagramme erstellt (siehe Kapitel 4.2.4). Für jeden Befischungstermin und für jede Fischart werden so anhand der Fischlängen Obergrenzen für den 0+-Bestand ermittelt.

Jeder Fisch wurde bei der Aufnahme, der Flächenermittlung entsprechend, einem Befischungstreifen zugeordnet. So können Summen für die jeweiligen Kategorien gebildet werden.

Individuendichte: Im Wesentlichen wird die Anzahl der gefangenen Fische durch die befischte Fläche dividiert. Aufgrund der oben beschriebenen Zuordnung zu Befischungstreifen kann die Individuendichte für einzelne Kategorien angegeben werden. Die Individuendichte wird auf 100 m² berechnet. Sämtliche Durchschnittswerte basieren auf den Daten der jeweiligen Kategorien zur befischten Fläche bzw. zum Gesamtfang und nicht auf Mittelwerten der Individuendichte.

Für Signifikanzbeurteilungen werden U-Test, ANOVA und Post-Hoc-Test durchgeführt.

Längenhäufigkeitsverteilung: In Form von Längenfrequenzdiagrammen wird die Anzahl der gefangenen Fische und deren Länge in Bezug gesetzt. Dazu werden standardisierte Werte herangezogen, indem die Anzahl der Fische jeder Größenklasse durch die befischte Fläche in m² dividiert wird. Die so entstandenen Werte werden für eine einfachere Lesbarkeit mit dem Faktor 10.0000 multipliziert.

Außerdem wird das arithmetische Mittel der Fischlänge für die einzelnen Kategorien gebildet und verglichen. Für Signifikanzbeurteilungen werden U-Test, ANOVAs und Post-Hoc-Test durchgeführt.

Längen/Gewichts-Korrelation: Von den gefangenen Äschen wurde auch das Gewicht ermittelt. Mithilfe der Korrelation nach Pearson wird der Zusammenhang zwischen den zwei Parametern festgestellt. Mit der statistischen Methode der Kurvenanpassung wird jene Funktion ermittelt, die die Korrelation am besten beschreibt.

Die Kurvenanpassungen werden getrennt nach Gewässer und Gewässerabschnitt durchgeführt. Für einen Signifikanztest der einzelnen Funktionen wird das Programm BIAS 8.2 herangezogen.

3.2.3.2 Abflussbezogene Daten

Die Abflussdaten der AHP werden aus der verfügbaren Textdatei in Microsoft Office Excel 2007 importiert. Die Daten liegen für die Jahre 1995 bis 2010 für zwei Messstellen vor, die je einen Gewässerabschnitt repräsentieren.

Abflussmengen: Aus den Abflussdaten, die im 15-Minuten-Takt vorliegen, werden Tagesmittelwerte berechnet. Dabei handelt es sich um das arithmetische Mittel der Abflussmenge eines Tages. Durch chronologische Aneinanderreihung der Tagesmittelwerte einzelner Kategorien werden Ganglinien erzeugt und untereinander verglichen.

Die Untersuchungsjahre werden anhand des 0+-Bestandes der Äsche klassifiziert und die Klassen mit den Ganglinien der Tagesmittelwerte verglichen. Neben einfachen Ganglinien werden für vergleichende Analysen auch Summenlinien erstellt.

Schwallamplituden: Aus den Abflussdaten der Messstelle Drauhofen wird für jeden Tag die Höhe des absoluten und des relativen Schwalls ermittelt. Für den absoluten Schwall wird das Abflussminimum des Tages vom Abflussmaximum des Tages subtrahiert. Der relative Schwall gibt den Anteil des absoluten Schwalls am Gesamtabfluss in Prozent an.

Aus den Tageswerten des absoluten und des relativen Schwalls wird das arithmetische Mittel der einzelnen Monate bzw. Wochen gebildet. Für Vergleiche der einzelnen Jahre werden Ganglinien sowie Summenlinien gebildet und die oben beschriebene Klassifizierung der Jahre anhand des Fischbestands herangezogen.

3.3 Aufnahmemethodik zu Hypothese 3



Hypothese 3:

Spezielle Strukturen erhöhen die Überlebensraten. Es existieren klare Unterschiede hinsichtlich der Eignung verschiedener Habitattypen für die einzelnen Jungfischstadien der Äsche unter Schwalleinfluss.



Um die in Hypothese 3 angesprochenen „Speziellen Strukturen“ zu charakterisieren, wurden zusätzlich zu den Aufnahmen für die Überprüfung von Hypothese 2 eine Reihe von Parametern zur Habitaterfassung aufgenommen.

Außerdem wurden zusätzlich zu den Befischungen im Jahr 2009 im Jahr 2010 Strukturbefischungen durchgeführt, um Nutzungskurven für die Habitatnutzung der untersuchten Fischarten herausarbeiten zu können.

3.3.1 Habitaterfassung

Die Habitaterfassung soll die Standortbedingungen in den bevorzugten Mesohabitaten der juvenilen Äschen aufzeigen. Dazu wurden parallel zur Streifenbefischung in den Jahren 2009 und 2010 eine Reihe von abiotischen Parametern aufgenommen (siehe Abb. 3.1 und Tab. 3.6.).

Der Polstangenführer markiert die Standorte der aufgestöberten juvenilen Äschen mit einer beschwerten Fahne. Diese, in weiterer Folge als Fischpunkte bezeichneten Stellen innerhalb des Befischungstreifens, werden prioritär untersucht. Neben Fischpunkten werden zur Referenzierung aber auch Standorte ohne Fischnachweise aufgenommen. Der Protokollführer führt die Aufnahmen zur Habitaterfassung entsprechend eines vorgefertigten Formulars durch (siehe Abb. 3.1).

Zuordnung				Lage		Fließgeschwind.			Rel. Anteile der Korngrößenfraktionen					Cover							
Streifen	Datum	Zeit	Fischpunkt	Uferabst. [m]	Tiefe [m]	vS [m/s]	v40 [m/s]	v100 [m/s]	<0,063 [mm]	<2 [mm]	<20 [mm]	<63 [mm]	<200 [mm]	<400 [mm]	≥400 [mm]	Lagerungsdichte	Beschattung	Strukturtyp	Sichtschutz	Strömungsschutz	

Abb. 3.1: Kopfzeile des verwendeten Formulars für die Habitaterfassung

Neben der Zuordnung der Messstelle werden die Lage des Fischpunktes im Gewässer und die Fließgeschwindigkeit ermittelt. Darüber hinaus werden Angaben zur Korngröße des Bettsediments sowie zur Ausstattung des Habitats (Cover) gemacht.

- Die Zuordnung der Messpunkte zu den jeweiligen Befischungstreifen ist für die Auswertung erforderlich.
- Die Lage umfasste den Abstand zum Ufer im Genauigkeitsbereich eines Meters und die Ermittlung der Wassertiefe im Bereich eines Zentimeters. Der Uferabstand wird abgescritten oder, bei Entfernungen über 5 m, mit dem Laserentfernungsmesser gemessen. Die Wassertiefe wird im Zuge der Messung der Fließgeschwindigkeit mit einer Skala auf der Führungsschiene des FLO-MATEs ermittelt.
- Die Fließgeschwindigkeit wird im magnetisch-induktiven Verfahren (MID) an der Gewässersohle (vS), in 40% der Gesamttiefe (v40) und an der Wasseroberfläche (v100) gemessen. Die Messungen werden in m/Sek. auf drei Kommastellen mit dem Gerät FLO-MATE der Fa. FLO-TRONIC durchgeführt. Da das elektrische Feld zur Elektrofischung die Funktionsweise des FLO-MATEs beeinträchtigt, werden die Fließgeschwindigkeitsmessungen erst nach Abschluss der Streifenbefischung vorgenommen.

- Die Korngröße des Bettsedimentes wird in relativen Anteilen der vorgefundenen, genormten Korngrößenfraktionen, basierend auf einer Vor-Ort-Schätzung, angegeben.
- Die Angaben zur Ausstattung des Habitats (Cover) werden an die ÖNORM M 6232 - Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern angelehnt. Die Angaben über Lagerungsdichte, Beschattung, Strukturtyp, Sichtschutz und Strömungsschutz werden in Kategorien vorgenommen und zur leichteren Handhabung im Formular codiert (siehe Tab. 3.6).

Tab. 3.6: Codierung der Kategorien zur Angabe der Ausstattung des Habitats (Cover)

<i>Code</i>	<i>Lagerungsdichte</i>	<i>Beschattung</i>	<i>Strukturtyp</i>	<i>Sichtschutz</i>	<i>Strömungsschutz</i>
1	locker	nicht vorhanden	Blockwurf	nicht vorhanden	nicht vorhanden
2	verfestigt	gering	Stein	gering	vorhanden
3	kompakt	mittel	eingetauchte Veg.	mittel	
4		voll	überhängende Veg.	voll	
5			kein spezieller		
6			unterspültes Ufer		
7			Totholz		

Im Fall des Strukturtyps werden auch Mehrfachnennungen von Kategorien durchgeführt.



Foto 3.6: Der Protokollführer bei der Fließgeschwindigkeitsermittlung

3.3.2 Habitatnutzungskurven

Mithilfe von Nutzungsfunktionen lassen sich die bevorzugten Habitatbedingungen der juvenilen Fische grafisch darstellen. Dazu müssen die entsprechenden Daten wie Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe (siehe Kapitel 3.3.1) direkt am Standort bzw. Fangort der Fische (Fischpunkt) ermittelt werden.

3.3.2.1 Datenerhebung

Neben den Auswertungen der Daten aus den Befischungen im Jahr 2009 (siehe Tab. 3.4) wurden Strukturbefischungen mit Habitaterfassungen auch im Jahr 2010 (siehe Tab. 3.7) vorgenommen. Es wurden ausschließlich die Daten von juvenilen Äschen erhoben.

Tab. 3.7: Termine und Methoden zur Datenerfassung in der Drau im Jahr 2010

Befischungstermin	Drau	
	Streifenbefischung	Habitaterfassung
19.07.2010	•	•
20.07.2010	•	•
21.07.2010	•	•
22.07.2010	•	•
09.08.2010	•	•
10.08.2010	•	•

- Es wurde eine vollständige Erfassung aller Strukturen und aller untersuchten Fischarten per Schlauchboot durchgeführt.

Im Gegensatz zum Jahr 2009 wurden im Jahr 2010 keine Untersuchungen in der Möll durchgeführt.

Neben den im Jahr 2009 unterschiedenen Habitattypen (siehe Kapitel 3.2.1) wurden bei der Aufnahme im Jahr 2010 zusätzlich die Strukturtypen Seitenarm (SA), Buhne (BUHNE) und Tümpel (TÜ) ausgewiesen (siehe Kapitel 4.3.3).

3.3.2.2 Auswertung

Die bei den Streifenbefischungen im Jahr 2009 und 2010 erhobenen Parameter der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit (in Strukturen und an Fischpunkten) werden als Grundlage für die Nutzungskurven herangezogen.

Mithilfe der Nutzungskurven kann der Grad der Nutzung von Habitaten in Bezug auf einzelne Parameter grafisch dargestellt werden.

Diese univariate Darstellung der Habitatnutzung, stellte eine Analyse der Einflussparameter ohne Bezug zueinander dar. Die Nutzungskurven werden aus den empirischen Häufigkeitsverteilungen, die nach den am stärksten besetzten Klassen standardisiert sind, berechnet (Bovee & Cochnauer 1977; Bozeck & Rahel 1992).

Die Klasse mit dem stärksten Nutzungsgrad, welche gleichzeitig jene mit der größten Häufigkeit ist, erhält den Nutzungsindex 1. Die Gewichtung aller weiteren Klassen orientiert sich an dieser Klasse. Ungenutzte Klassen erhalten den Nutzungsindex 0.

Der optimale Bereich der Nutzungskurve liegt zwischen den Werten 0,8 und 1 des Nutzungsindex'. Den geeigneten Bereich stellen die Werte zwischen 0,2 und 0,8 dar. Alle noch genutzten, jedoch darunter liegende Werte, sind als nutzbarer Bereich zu bewerten. Jene für die Habitatnutzung der Jungäschen ungeeigneten Bereiche, deren Nutzungsindizes gleich null sind, setzen sich aus den nicht besetzten Klassen zusammen.

3.3.3 Hydromorphologische Modellierung

Um abschätzen zu können wie sich der Schwallbetrieb auf die Habitate der Jungfische auswirkt, wurde das hydromorphologische Modell der Arbeitsgruppe Habersack/Hauer, das im Rahmen des Projekts Schwall 2012 erarbeitet wurde, herangezogen.

Über diese Modellierung können jene Bereiche, die innerhalb des Geländemodells (Rosenheim bzw. Spittal) liegen und bei denen eine Habitaterfassung (vgl. Kapitel 3.3.1) durchgeführt wurde, dargestellt und quantifiziert werden. Daraus lässt sich ableiten, wie sich die Habitatqualität einzelner Standorte durch den Schwalleinfluss verändert.

Für die Bestimmung der zur Modellierung benötigten Ganglinien wurden in der Natur beobachtete Schwallabflüsse herangezogen. Für jede Jahreszeit wurde eine Schwallsituation mit einem Basisabfluss entsprechend dem langjährigen Mittelwert ausgewählt. Als Datengrundlage wurden die Aufzeichnungen des Hydrografischen Dienstes Kärnten am Pegel Drauhofen gewählt.

Folgende Programme wurden zur Erstellung der hydromorphologischen Modelle herangezogen:

HEC-RAS (1D): Für die vorliegende Arbeit wurden Daten aus eindimensionalen Strömungsberechnungen verwendet. Diese Ergebnisdaten wurden von Bakk.techn. Robert Rieger im Zuge seiner Diplomarbeit „Grundlagenuntersuchungen und Methodikentwicklung zur Bewertung des Schwallinflusses bei unterschiedlichen Flusstypen - Fallbeispiel Drau“ ermittelt und für diese Arbeit zur Verfügung gestellt.

Die eindimensionale Modellierung beschränkt sich auf die Untersuchungsstrecken Rosenheim und Spittal und wurde mit dem 1-D-Modell HEC-RAS (Version 4.0/4.1) vorgenommen. Entwickelt wurde dieses Modell von den US Army Corps of Engineers – Hydrologic Engineering Center (HEC). Diese Software wird über die Webseite des HEC kostenfrei zur Verfügung gestellt.

Für eine nähere Beschreibung des Modells und seiner Ergebnisdatensätze verweisen die Autoren auf die oben erwähnte Diplomarbeit.

SMS - Surface Water Modeling System: Die Erstellung des digitalen Geländemodells wurde mit Hilfe des Programms SMS (Surface Water Modeling System) durchgeführt. Als Pre- und Postprozessor (Netzgenerierung, Daten- und Ergebnisvisualisierung) beinhaltet SMS 2- und 3-dimensionale Finite-Elemente und Finite-Differenzenmodelle. Die Software SMS ist ein Produkt des Environmental Modeling Research Laboratory der Brigham Young University, Wisconsin, USA. (<http://www.aquaveo.com/sms>)

Netzgenerierung: Für die Netzgenerierung wurden die topografischen Daten im Programm zusammgeführt. Der Flussschlauch wurde mit Hilfe der Echolotmessungen, die Uferböschung und das Umland mit terrestrischer bzw. mit Laserscanvermessung erstellt. Die Profilabstände der Echolotmessungen in den Detailstrecken betragen maximal 40 Meter. So konnte die Sohle in den revitali-

sierten Detailstrecken mit den heterogenen Strukturen sehr genau generiert werden. Zusätzlich zu den geringen Profilweiten wurden im Bereich der Detailstrecken Laserscanvermessungen mit einem Raster von 1 x 1 Meter verwendet. Um Strukturen, wie z.B. flache Schotterbänke mit hoher Strömungsgefahr für Jungfische besonders detailliert abzubilden, wurde an diesen Stellen zusätzlich noch terrestrisch mit Totalstation vermessen.

Der Profilabstand der Echolotmessungen an Strecken zwischen den Detailstrecken betrug ca. 200 Meter. In diesen Bereichen wurde das Vorland bzw. die Böschung ebenfalls mit Profilabständen von rund 200 Meter generiert.

Das erstellte digitale Geländemodell beinhaltet auf der Strecke von Kleblach bis Spittal 646 Dreieckelemente und 202.949 Viereckelemente mit einer durchschnittlichen Maschenweite von 2 x 6 Meter.

Rauigkeitsbeiwerte: Die erforderlichen Rauigkeitsbeiwerte n nach Manning bzw. k_s nach Strickler für die einzelnen Elemente wurden aus bereits kalibrierten Modellen der Drau aus anderen Forschungsarbeiten (Formann et al. 2007 und Habersack, et al. 2010) übernommen. Auf der gesamten Strecke wurden der Flusssohle der k-Wert 34,5, Schotterbänken der k-Wert 30, Böschungen der k-Wert 15 und dem Vorland der k-Wert 10 zugewiesen (siehe Tab. 3.8).

Tab. 3.8: k_s -Werte des Geländemodells

Struktur	k_s [$m^{1/3}/s$]
Flusssohle	34,5
Schotterbänke	30
Böschung	15
Vorland	10

Hydro_As-2d (2D): Die hydraulischen Berechnungen wurden mit Hilfe des Programms Hydro_AS-2d durchgeführt. Dieses zweidimensionale, hydrodynamisch-numerisches Simulationsmodell wurde an der Universität der Bundeswehr in München entwickelt und basiert auf der numerischen Lösung der 2D-tiefengemittelten Strömungsgleichung (Flachwassergleichung) mit einer räumlichen Diskretisierung nach der Finite-Elemente Methode.

Die Flachwassergleichung entsteht durch die Integration der dreidimensionalen Kontinuitätsgleichung und der Reynolds- bzw. Navier-Stokes-Gleichungen für inkompressible Fluide über die Wassertiefe und unter der Annahme einer hydrostatischen Druckverteilung (Pironneau 1989 zitiert aus Nujic 2003).

Das Reibungsgefälle wird nach der Formel von Darcy-Weisbach gelöst, die Bestimmung des Widerstandsbeiwertes λ erfolgt über die Manning-Strickler-Formel. Die Viskosität wird aus einer Kombination aus dem empirischem Viskositätsansatz und dem Ansatz einer über das Element konstanten Viskosität gewählt, wobei aber die Viskosität bei der Abflussmodellierung meist eine untergeordnete Rolle spielt. Bei der Finite-Volumen-Methode werden die Erhaltungsgleichungen (Flachwassergleichungen) in integraler Form verwendet. Zusätzlich zeichnet sich die Finite-Volumen-Methode durch ihre konservative Eigenschaft (Massen- und Impulserhaltung) aus und ist deshalb für die Berechnung von diskontinuierlichen Übergängen (Wechselsprüngen) besonders zu empfehlen. Es treten keine Massendefizite, wie bei manchen anderen Verfahren, auf. Das eingesetzte explizite Runge-Kutta-Zeitschrittverfahren zweiter Ordnung ermöglicht eine zeitgenaue Simulation des Wellenablaufs sowie eine genaue Bestimmung von Retentionswirkungen (Nujic 2003).

Eingangs - und Ergebnisdaten: Für die Lösung der numerischen Berechnung wurden das Energieliniengefälle in Promille als Auslauftrandbedingung und der instationäre Durchfluss als Zulauftrandbedingung definiert. Insgesamt wurden 12 Szenarien mit einem Berechnungsintervall von 15 Minuten Zeitschritten (Pegeldaten) erzeugt. Die Ausgabedateien wurden auch mit 15 Minuten Zeitschritten gewählt.

An dieser Stelle werden nur Fließgeschwindigkeit (veloc.dat) und Wassertiefe (depth.dat) als Ergebnisdateien erwähnt, da diese Daten Modellinput für die Habitatmodellierung sind.

HEM - Habitat Evaluation Model: Der Lebensraum den eine bestimmte Tier oder Pflanzenart bewohnt wird als Habitat bezeichnet. Der Ausdruck Habitat kommt aus dem Lateinischen („(es) wohnt“) und geht auf den Naturforscher Carl von Linné zurück.

Das in dieser Arbeit verwendete Habitatmodell Habitat Evaluation Modell HEM wurde am Institut für Wasserbau, Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien entwickelt. Das Modell beinhaltet ein Modul für die Mikrohabitatmodellierung namens Microscale Habitat Model (MSM) und ein Modul für die Mesohabitatmodellierung, das Mesoscale Habitat Model (MEM).

MEM Mesoscale Habitat Model: Das Habitat Evaluation Model eignet sich zur Diskretisierung von räumlich und zeitlicher Habitatverteilung von sechs verschiedenen hydromorphologischen Einheiten (Furt, schneller Rinner, Rinner, Kolk, Kehrwasser, Flachwasser). Basierend auf den Ergebnissen der zweidimensionalen Strömungsberechnung des Programms Hydro_As-2d werden diese Einheiten durch tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und die Sohlschubspannung beschrieben. Dazu werden die Fließgeschwindigkeit und die Wassertiefe in fünf Klassen geteilt, diese Klassen adaptiert und in einem zweiten Schritt mit der in 3 Klassen geteilten Sohlschubspannung (Hauer et al. 2009). Die Werte für die jeweiligen Klassen müssen im Vorfeld für den jeweiligen Flusstyp kalibriert werden (siehe Tab. 3.9).

Tab. 3.9: Grenzwerte für die Klasseneinteilung zu Erstellung des MEM

<i>Klasse</i>	1	2	3	4	5
<i>Fließgeschwindigkeit [m/s]</i>	<0,20	0,20 - 0,50	0,50 - 0,80	0,80 - 1,00	>1,00
<i>Klasse</i>	5	4	3	2	1
<i>Wassertiefe [m]</i>	<0,60	0,60 - 1,00	1,00 - 1,20	1,20 - 1,50	>1,50
<i>Klasse</i>	1	2	3		
<i>Sohlschubspannung [N/m²]</i>	<1,50	1,50 - 20,00	>20,00		

Riffles (Furten) und fast runs (schnelle Rinner) werden mit hoher Energie, run (Rinner) und pool (Kolk) mit moderater Energie, backwater (Kehrströmung) und shallow water (Flachwasser) mit geringer Energie klassifiziert (siehe Tab. 3.10) (Hauer et al. 2009).

Tab. 3.10: Klassifizierung einzelner Strukturen anhand der Abflussenergie (Hauer et al. 2009).

<i>Riffles Furten</i>	Flachwasserbereiche mit erhöhten Fließgeschwindigkeiten, geringen Turbulenzen an der Oberfläche und einer konvexen Flussbettform. Gebrochene Wellen können auftreten.
<i>Fast Runs Schnelle Rinner</i>	Gleichmäßig schnell fließender Strömungskanal.
<i>Rinner Runs</i>	Gleichförmig Strömungskanal mit gut ausgebildeten Talweg. Das Strömungsbett ist longitudinal flach und lateral konkav ausgebildet.
<i>Pools Kolke</i>	Tiefe langsam fließende Abschnitte oder Stillwasserzonen zwischen zwei Furtbereichen. Fließbewegungen des Wassers sind kaum erkennbar.
<i>Shallow Waters Flachwasser</i>	Flachwasserbereiche mit geringen Fließgeschwindigkeiten.
<i>Backwaters Kehrströmungen</i>	Kehrströmungen am Flussufer und im Strömungsschatten hinter Abflusshindernissen.

MSM Microscale Habitat Model: Die Mikrohabitatmodellierung wurde für die Äsche im Altersstadium 0+ vorgenommen. Dazu wurden Präferenzkurven, welche auf Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit basieren, erstellt. Somit konnten Flächenanteile mit verschiedenen Eignungsklassen (10 Klassen mit Eignung 0 - 1) errechnet werden.

Gewichtete nutzbare Flächen (WUA weighted usable areas) konnten über die Formel $WUA = HSLi * Ai$ für die juvenilen Äschen ausgewiesen werden.

HSLi bezeichnet dabei die Nutzbarkeit einer Fläche und Ai die Fläche der Rasterzelle. Anhand der Flächenänderung durch Schwall- und Sunkprozesse konnten somit Aussagen über die Mikrohabitatänderung getroffen werden.

Methodik der Profil- und Streckenabschnittswahl

Im Zuge der Abflussmodellierung wurde ein Satz abiotischer Parameter für jedes Profil ermittelt und in einer Datenbank gespeichert. Zur weiteren Bearbeitung werden für die Untersuchungsstrecken Rosenheim und Spittal repräsentative Profile und zugehörige Abschnitte festgelegt, welche zum Vergleich abiotischer Parameter mit Habitatflächenänderung verwendet werden.

Im ersten Schritt wurde ein Längenschnitt der tiefsten Sohlkote je Profil erstellt und die Regressionsgerade der Sohlkoten errechnet. Bei einer positiven Abweichung der Sohlkote eines Profiles von der Regressionsgeraden wird tendenziell eine Furtsituation auftreten, bei einer negativen Abweichung eine Kolsituation. Die Spitzenwerte der Furt-/Kolkabfolgen stellen somit das Profil und die Kolk-/Furtabfolgen die zugehörigen Streckenabschnitte dar. Für die Habitatmodellierung wurden Polygone erstellt, die die Kolk- /Furtbereiche abgrenzen um so die Flächenänderung nur in diesen Segmenten festzustellen.

3.4 Aufnahmemethodik zu Hypothese 4



Hypothese 4:

Zwischen Spätherbst und Frühling kommt es zu Energiedefiziten in durch Schwall beeinflussten Bereichen, die über die Wintermonate zu erhöhter Mortalität führen.



Zur Untersuchung von etwaigen Energiedefiziten bei juvenilen Äschen im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt wurden Fettanalysen bei Fischen aus beiden Gewässerabschnitten durchgeführt. Dabei wurden ausschließlich Äschen des 0+-Jahrganges analysiert.

3.4.1 Probennahme

Die untersuchten Äschen wurden monatlich in einem Zeitraum zwischen September 2009 und März 2010 gefangen (siehe Tab. 3.11). Aufgrund von Treibeis-Vorkommen im Jänner in der Drau konnten in diesem Monat keine Befischungen durchgeführt werden.

Tab. 3.11: Befischungstermine und Anzahl der gefangenen Fische für die Fettanalysen

<i>Befischungstermine</i>	<i>Anzahl der untersuchten Fische pro Gewässerabschnitt</i>	
	<i>schwallbeeinflusst [n]</i>	<i>nicht schwallbeeinflusst [n]</i>
09.09. 2009 - 10.09.2009	14	21
12.10. 2009 - 13.10.2009	15	10
18.11. 2009 - 19.11.2009	20	20
29.12. 2009 - 30.12.2009	17	20
25.02. 2010 - 26.02.2010	20	20
30.03. 2010 - 31.03. 2010	17	20
<i>Summe</i>	103	111

Bei jedem Befischungstermin wurden ungefähr 20 Fische aus beiden Gewässerabschnitten untersucht. Der gesamte Probenumfang umfasst 214 Äschen.

Der Fang der Äschen erfolgte mittels Elektrofischerei vorwiegend mit einem Rückenaggregat. Die Vorgehensweise und das Prinzip der Elektrofischerei wurde bereits unter Kapitel 3.2.2.1 beschrieben. Die Beprobung der einzelnen Standorte zielte ausschließlich auf den Fang der Fische für die Fett- bzw. Nahrungsanalysen ab und nicht auf die Erhebung von Dichten oder Standortparametern.

Nach dem Fang wurden die Totallänge der Jungfische gemessen (von der Spitze des Mauls bis zum Ende der Schwanzflosse) und ihr Gewicht auf 0,01 g genau bestimmt. Außerdem wurde den Fischen für die Fettanalysen dorsales und ventrales Muskelgewebe entnommen. Die Gewebeproben wurden unmittelbar nach der Entnahme auf Trockeneis gelagert und ins Labor transportiert.

Im Labor wurden die Proben gefriergetrocknet, um später die Lipidextraktion und die Veresterung durchführen zu können.

Die Methoden der Lipidextraktion sowie der Veresterung wurden nach den entsprechenden Versuchsvorschriften des WasserKluster Lunz durchgeführt (vgl. Heissenberger et al. 2010)

3.4.2 Lipidanalysen

Die gefriergetrockneten Gewebeproben (zwischen 3 und 30 mg) wurden homogenisiert und in Zentrifugenröhrchen (10 ml) im Tiefkühlschrank bei - 80 °C eingekühlt.

Vor der Lipidextraktion müssen die Gewebeproben der 214 Äschen vorbehandelt werden:

- Die verwendeten 8 ml-Probefläschen werden mit MilliQ-Wasser bei 1,5 ml markiert. Danach wird am untersten Punkt des Meniskus zwischen Luft und Wasser ein feiner Strich gezogen. Anschließend werden die Probefläschchen entleert und über Nacht im Trockenschrank bei 50°C aufbewahrt.
- Zu den gefriergetrockneten Proben muss 2 ml eiskaltes Chloroform gegeben werden. Weiters sind die Röhrchen mit Stickstoff zu begasen und anschließend fest zu verschließen.
- Über Nacht sind die verschlossenen Proben in einem Gefrierschrank bei - 80 °C zu verwahren.

Die eigentliche Lipidextraktion läuft in folgenden Schritten ab:

- Zu allen Röhrchen muss ein ml eiskaltes Methanol, ein ml eiskalte Chloroform-Methanol-Lösung (2:1) und 0,8 ml Natriumchloridlösung gegeben werden. Die Röhrchen sind anschließend mit Stickstoff zu begasen und müssen kurz geschüttelt werden.
- Alle Röhrchen müssen für zehn Minuten ins kühle Ultraschallbad gegeben werden.
- Nachdem die Proben eine Minute geschüttelt wurden (Vortexer) sind sie für drei Minuten bei 3000 rpm und 4 °C zu zentrifugieren.
- Die organische Schicht ist mit der Doppel-Pasteur-Pipetten-Technik vom Boden der Röhrchen herauszuholen.
- Nachdem die organische Schicht in acht ml-Proberöhrchen gegeben wurden, müssen die Röhrchen wiederum unter einer Stickstoffatmosphäre verschlossen werden und kalt gelagert werden.
- Die lange Pipette muss mit eiskaltem Chloroform im Zentrifugenröhrchen gewaschen werden.
- Die Arbeitsschritte zur Gewinnung der organischen Schichten müssen zwei Mal wiederholt werden.
- Das Volumen der organischen Schichten ist auf 1,5 ml zu reduzieren.
- Die extrahierten Lipide sind bei - 20 °C zu lagern.

3.4.3 Gravimetrie

Mithilfe der Gravimetrie wurde das Gewicht der Gesamtlipide bestimmt.

Der Vorgang läuft in folgenden Schritten ab:

- Bevor mit der Gravimetrie begonnen werden kann müssen zwei Zinkkapseln für jede Probe gewogen werden (auf +/- 1 µg; Gibreti TM). Das Ergebnis wird als „zinc capsule before“ bezeichnet.
- Anschließend werden 0,1 ml (100 µl) aus der Probe in die Kapseln extrudiert.
- Das Extrakt muss daraufhin verdunsten (ungefähre Dauer: zwei Stunden)
- Nach der Verdunstung werden die Zinkkapseln erneut gewogen. Das Ergebnis wird als „zinc capsule after“ bezeichnet.
- Die Differenz zwischen den beiden Kapsel-Gewichten, ergibt das Gewicht der Gesamtlipide in einem 0,1 ml Extrakt.

3.4.4 Veresterung

Das Verfahren der Veresterung wurde bei 108 Proben durchgeführt. Von jedem Befischungstermin wurden 18 Fische bearbeitet (siehe Tab. 3.12).

Tab. 3.12: Anzahl und Fangtermin der untersuchten Fische für die Veresterung

Befischungstermine	Anzahl der untersuchten Fische pro Gewässerabschnitt	
	schwallbeeinflusst [n]	nicht schwallbeeinflusst [n]
09.09. 2009 - 10.09.2009	9	9
12.10. 2009 - 13.10.2009	9	9
18.11. 2009 - 19.11.2009	9	9
29.12. 2009 - 30.12.2009	9	9
25.02. 2010 - 26.02.2010	9	9
30.03. 2010 - 31.03. 2010	9	9
Summe	54	54

Für die Extrakte muss die jeweilige Konzentration an Gesamtlipid in Chloroform aus der Gravimetrie bekannt sein. Ist die Konzentration ≤ 1 mg/ml kann 1ml des Extraktes eingesetzt werden. Ist die Konzentration jedoch $x \geq 1$ mg/ml muss entsprechend weniger eingesetzt werden. Bei einer Konzentration im Extrakt von 1,58 mg/ml müssen 0,5 ml zur Veresterung eingesetzt werden.

Die eigentliche Veresterung läuft wie folgt ab:

- Zu Beginn muss das ausgerechnete Volumen (siehe Kapitel 3.4.3) in das zugehörige Zentrifugenröhrchen überführt werden und mit Stickstoff begast werden.
- Anschließend muss zu jedem Röhrchen gleich beim Abnehmen vom Stickstoffevaporator 1 ml Toluol mit einer Eppendorf/Glas-Pipetten-Kombination gegeben werden. Nachdem alle Proben in Toluol bereitstehen, wird 2 ml Schwefelsäure-Methanol-Lösung mit einer Eppendorf/Glas-

Pipetten-Kombination jeder Probe zugefügt. Anschließend werden die Proben mit Stickstoff begast, gevortext und in einem Wasserbad bei 50 °C für 16 Stunden verwahrt.

- Nach dem Wasserbad werden die Röhrchen unter dem Abzug geöffnet und jeweils mit 2 ml Kaliumhydrogencarbonat-Lösung und mit 5 ml BHT in Hexan-Diethylether versetzt, kurz geschüttelt und das gebildete CO₂ entlassen.
- Die Röhrchen werden bei vier °C und 1500 rpm für zwei Minuten zentrifugiert.
- Anschließend wird die obere organische Phase mit einer Pasteurpipette und Gummi in ein größeres Zentrifugenröhrchen überführt. Dieses ist mit Stickstoff zu begasen und auf Eis zu stellen.
- Erneut sind 5 ml BHT in Hexan-Diethylether zur ursprünglichen Probe zu geben, die Proben zu schütteln, das CO₂ zu entlassen, und die Proben zu zentrifugieren.
- Die so gewonnene Fettsäuremethylester (FAME) wird bis zur Trockenheit mit Stickstoff ausgegast (Dauer: ca. 90 min). Anschließend wird 1,5 ml Hexan zu den Röhrchen hinzugegeben.
- Die Lösung wird abschließend in GC-Probefläschchen überführt und das Hexan mit Stickstoff bis zu 0,5 ml-Markierung abgeblasen.

3.4.5 Gaschromatographie

Die gewonnen Fettsäuremethylester (FAME) wurden mit einem Gaschromatographen analysiert (siehe Tab. 3.13). Der verwendete Chromatograph war mit einem temperaturgesteuerten Injektor und mit einem Autosampler versehen.

Tab. 3.13: Spezifikationen des verwendeten Gaschromatographen

<i>Spezifikation</i>	
TRACE GC THERMO	Detector: FID 260°
Carrier gas	He: 1ml/min.
Detector gases	H ₂ : 40ml/min.; N ₂ : 45ml/min.; air: 450ml/min.
Temperature ramp	140°C (5 min.) - 4°C/min. - 240°C (20 min.)

Ein Sulpeco™ SP-2560 column (100 m, Innerer Durchmesser: 25 mm, 0,2 µm Filmstärke) wurde zur Separation der Fettsäuremethylester verwendet.

Die Auswertungen erfolgten mit dem Programm Excalibur 1.4™. Die Fettsäurekonzentrationen wurden anhand von aktuellen Kalibrierungskurven ermittelt.

3.5 Aufnahmemethodik zu Hypothese 5



Hypothese 5:

Reduzierte Nahrungsverfügbarkeit und/oder Temperaturänderungen in durch Schwall beeinflussten Abschnitten sind für die geringen (Winter-)Überlebensraten juveniler Äschen verantwortlich.



Die Überlebens- und Wachstumsraten von Jungfischen sind eng mit der Verfügbarkeit von Nahrung verknüpft. In Schwallstrecken sind Biomassen und Individuendichten benthischer Evertebraten grundsätzlich reduziert. Zur Überprüfung der Nahrungsverfügbarkeit entsprechend der Hypothese 5, wurden drei Themen behandelt.

- Zustand des Makrozoobenthos im Gewässer
- Magenanalysen juveniler Äschen
- Untersuchung der Wassertemperatur

3.5.1 Zustand des Makrozoobenthos im Gewässer

3.5.1.1 Makrozoobenthos-Probennahme

Die Untersuchungsstellen wurden im Benthal mittels Multihabitat-Proben nach dem MHS-Prinzip gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos (Ofenböck et al. 2009) und quantitativ mit Hilfe von Kastensamplern (KS) beprobt. Driftproben wurden aus der fließenden Welle entnommen.

Multi-Habitat-Sampling: Das Multi-Habitat-Sampling stellt eine habitatanteilig gewichtete Entnahme von Makrozoobenthos-Proben dar und umfasst die repräsentative Besammlung aller minero-genen und organischen Teillebensräume. Auf diese Weise soll eine der Habitatausstattung einer Untersuchungsstelle entsprechende Probe der Bodenfauna entnommen werden. Eine Gesamtprobe setzt sich aus 20 Einzelproben zusammen, die sich innerhalb der Untersuchungsstelle proportional auf all jene Habitate verteilen, die zumindest 5 % des Gewässerbodens umfassen. Habitate mit weniger als 5 % Flächenanteil werden nicht besammelt. In großen Flüssen, wie die Drau, ist eine Besammlung allerdings nur in wabaren Bereichen möglich.

Die MHS-Proben werden mit einem standardisierten Handnetz von 25 cm Kantenlänge und einer Maschenweite von 500 µm entnommen. Zur Probenentnahme wird oberhalb des Netzes (stromauf) ein Flächenbereich aufgewirbelt und besammelt, der einer projizierten Grundfläche des Sammelgerätes (25x25 cm = 0,0625 m²) entspricht. Die 20 Einzelproben werden in einem Plastikgefäß zusammengeführt, mit Formaldehyd auf eine Endkonzentration von 4 % fixiert und ins Labor gebracht.

Kasten-Sampler: Das Netz des Kasten-Samplers hat ebenfalls eine Maschenweite von 500 µm. Es ist direkt mit einem Metallrahmen von 40 cm Höhe verbunden. Oberhalb (flussaufwärts) des am Boden aufgestellten Samplers wird eine Fläche von 0,1 m² der Sohle beprobt. Mit Hilfe von Schraubenziehern o. ä. wird das Substrat bis in eine Tiefe von 15-20 cm aufgewühlt. Durch den Strom des Wassers driftet das losgelöste Makrozoobenthos direkt ins Netz. Danach wird das Netz entleert, der Inhalt in Weithalsplastikflaschen abgefüllt und beschriftet. Die Proben werden ebenfalls mit Formaldehyd (Endkonzentration 4 %) fixiert. Für jede Einzelprobe wird die Wassertiefe, die Entfernung vom Ufer und die Korngröße des Bettsedimentes ins Protokoll mit aufgenommen. Diese Methode ist speziell zur quantitativen Erfassung des Makrozoobenthos geeignet, da die vom Netzkasten abgeschlossene Fläche präzise beprobt werden kann.

Drift-Sampling: Das driftende Makrozoobenthos wird mit Hilfe eines MHS-Handnetzes besammelt. Die Dauer der Exposition des Netzes in der fließenden Welle wird, nach mehreren Probeläufen, mit zwei Minuten festgelegt. Vor der eigentlichen Probenentnahme wird die aktuelle Fließgeschwindigkeit mittels Flow-mate und die jeweilige Wassertiefe gemessen und die Entfernung vom Ufer ins Protokoll aufgenommen. Bei der Entnahme von Driftproben ist besonders darauf zu achten, dass das Netz nie direkt auf die Gewässersohle aufgesetzt werden darf, da sonst Makrozoobenthos vom Boden in das Netz gelangen könnte und dadurch das Ergebnis verfälschen würde.

Nach zwei Minuten wird das Driftnetz aus dem Wasser gehoben und danach das eingedriftete Material in beschriftete Weithalsplastikflaschen gefüllt. Zur Fixierung des Probematerials wird 4-prozentiges Formaldehyd verwendet.

3.5.1.2 Probennahme-Design

Die **MHS-Proben** wurden an allen 4 Probenstellen im August 2009 und März 2010 entnommen (siehe Tab. 3.14). Aufgrund der erhöhten Mittelwassersituation im Sommer konnte die Drau zu diesem Zeitpunkt lediglich bis max. zu einem Drittel der Gewässerbreite beprobt werden. Im Frühjahr war aber zumindest an der Stelle Kleblach eine Beprobung bis zur Flussmitte gegeben. Die Restwasserstrecke Möll war zu beiden Terminen durchgehend watbar.

Jeweils 6 **Kastensampler-Proben** wurden an allen Stellen zu allen 5 Terminen entnommen. Ausnahme war die Stelle Nikolsdorf, die nur im August und März beprobt wurde. Diese Methode war aufgrund der vorgegebenen Kastenhöhe auf Gewässertiefen bis max. 40 cm beschränkt. Die Entfernung der Probennahme vom Ufer richtete sich daher auch nach dem jeweiligen Wasserstand. Bei starker Uferneigung konnte nur in geringer Entfernung (wenige Meter) von der Wasseranschlagslinie beprobt werden. Dies traf besonders auf die Stelle Nikolsdorf zu.

Driftproben waren lediglich für die Draustellen Kleblach und Rosenheim sowie an der Möll bei Möllbrücke vorgesehen und wurden an denselben Terminen, wie die Kastensampler-Proben entnommen, um Rückschlüsse auf die Abdrift der Bodenfauna ziehen zu können.

Die Driftnetze wurden in geringen Wassertiefen ($<2x$ Rahmenhöhe) mit der Wasseroberkante abschließend in der fließenden Welle exponiert (siehe Abb. 3.2, links). Dabei wurde das Netz so ausgerichtet, dass es knapp unter dem Wasserspiegel zur Gänze eingetaucht war. In tiefen Bereichen wurde oben mit der Wasseroberkante abschließend und bodennah, wenige Zentimeter über dem Substrat beprobt (das Netz wurde auf die Zehen gestellt).

An den ersten beiden Terminen wurden an der Drau 6 Einzelproben in seichter Lage genommen, 6 tief unten und 6 tief oben (siehe Abb. 3.2, links). Zum ersten Termin im August 2009 wurde zusätzlich eine Entnahme von jeweils 6 Einzelproben vom Boot aus an den Stellen Kleblach und Rosenheim durchgeführt, um die Driftintensität in Flussmitte zu ermitteln. Die Driftnetze wurden bei stabiler Lage des Bootes, welches mit Hilfe eines quer gespannten Seiles befestigt wurde, wieder mit abschließender Wasseroberkante in der fließenden Welle zwei Minuten lang exponiert. Nach statistischer Auswertung dieses Termins konnte aber keine signifikant höhere Drift festgestellt werden (siehe Kapitel 4.5) und diese Methode wurde folglich aus Zeit- und Kostengründen für die weiteren Termine nicht mehr angewandt und auch die Probenanzahl der ufernahen Beprobung wurde ab November auf 4 statt 6 Einzelproben pro Lage (seicht - tief oben - tief unten) reduziert. Ein Probendurchgang beschränkte sich somit auf 12 statt 18 Einzeldriftproben.

Im November wurden 12 Probendurchgänge im 24 Stundenzyklus an der Stelle Rosenheim in unregelmäßigen Zeitabständen beprobt (= 144 Einzelproben) um direkte Einflüsse der Schwallabgabe auf die Drift-Intensität zu messen sowie die Driftaktivität bei Tag-Nacht-Wechsel zu dokumentieren. Daten bei Sunk, im Schwallanstieg, während des Schwallmaximums und bei Schwallrückgang konnten dabei

aufgenommen werden. Im März wurden aus demselben Grund zusätzlich zur Basiserhebung (12 Einzelproben) auch noch drei weitere Probendurchgänge gemacht (36 Einzelproben).

Aufgrund der stetig niedrigen Wasserführung der Restwasserstrecke Möll konnte das gesamte Bett dieses Flusses im Querschnitt beprobt werden (siehe Abb. 3.2, rechts). Die Messtiefe lag hier zwischen 5 und 25cm. Dies trifft auf alle Termine bis auf den Oktober zu. Zum Zeitpunkt dieser Probenahme fand ein Überlauf des gestauten Wassers statt und verursachte kurzfristig eine Schwallssituation. Zu diesem Termin wurden 18 statt 12 Einzelproben an der Möll entnommen.

Die Proben von Drau und Möll wurden wie in Abb. 3.2 dargestellt entnommen.

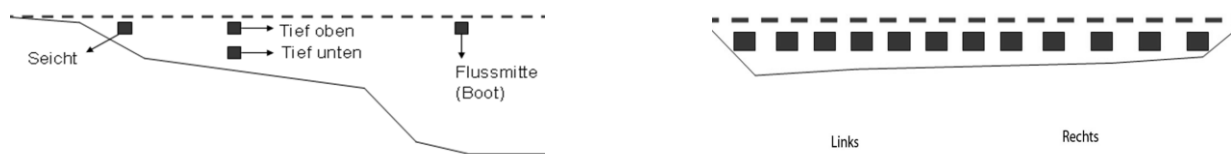


Abb. 3.2: Drift-Probennahme Design im Flussquerschnitt; Drau (links) und Möll (rechts)

Die genaue Probenanzahl pro Termin und Stelle ist dem detaillierten Untersuchungsdesign der Tab. 3.14 zu entnehmen.

Tab. 3.14: MZB - Untersuchungsdesign

Termin	17./18.08.2009			13./14.10.2009			25./26.11.2009			23.02.2010			22./23.03.2010		
	MHS	KS	Drift	MHS	KS	Drift	MHS	KS	Drift	MHS	KS	Drift	MHS	KS	Drift
Drau bei Nikolsdorf	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	6	-
Drau bei Kleblach	1	6	24	-	6	18	-	6	12	-	6	12	1	6	12
Drau bei Rosenheim	1	6	24	-	6	18	-	6	144	-	6	12	1	6	48
Möll bei Möllbrücke	1	6	12	-	6	18	-	6	12	-	6	12	1	6	12
Summe	4	24	60	0	18	54	0	18	168	0	18	36	4	24	72

3.5.1.3 Probenaufbereitung und taxonomische Bestimmung

Nach einer dreiwöchigen Fixierzeit werden die Proben geschlämmt. Multi-Habitat-Proben und auch Kastensampler-Proben können umfangreiches Material enthalten, wodurch die Trennung der Organismen vom Substrat vergleichsweise aufwändig sein kann. Aus Zeit- und Kostengründen werden daher bei der Probenbearbeitung Teilprobentechniken gemäß AQEM/STAR (AQEM Consortium 2002) eingesetzt (Ofenböck et al. 2009). Die Zählwerte der einzelnen Taxa werden anschließend auf die Gesamtprobe hochgerechnet. Das Material in den Driftproben war wesentlich geringer wodurch eine vollständige Sortierung des Makrozoobenthos möglich war. Die Bestimmung der MZB-Organismen nach MHS-Methode erfolgt, soweit es das jeweilige Entwicklungsstadium und die taxonomischen Möglichkeiten zulassen, auf Artniveau, Kastensampler-Proben und Driftproben wurden auf Screening-Niveau (Ofenböck et al. 2009) bestimmt. Diese Methode basiert auf einem Datensatz, der grundsätzlich im Freiland bearbeitet werden könnte. Das bedeutet, dass die Taxa soweit bestimmt werden, dass

sie ohne weitere Hilfsmittel (also auch im Feld) eindeutig bestimmbar sind. Grundlage ist eine Liste von 287 zur Verfügung stehenden Screening-Taxa (Moog et al. 2003).

Die Bestimmung der einzelnen Großgruppen der MHS-Proben wurde von taxonomischen Fachspezialisten durchgeführt: Oligochaeta von Dr. F. Sporka; Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea und Crustacea von Dr. W. Graf, DI T. Huber und DI P. Leitner; Ephemeroptera von DI T. Huber und DI P. Leitner; Plecoptera und Trichoptera von Dr. W. Graf; Coleoptera von DI T. Huber; Simuliidae von DI P. Leitner; Chironomidae von Dr. B. Janecek und Dr. W. Lechthaler.

Zur Bestimmung der Biomasse der nach Großgruppen sortierten Individuen von Kastensamplern- und Driftmethode wird eine Präzisionswaage mit 1/10.000 Gramm Genauigkeit verwendet. Es wird das jeweilige Frischgewicht (Abtropfgewicht) der einzelnen Großgruppen erhoben. Im Anschluss werden die Tiere in geeignete Gefäße verpackt, mit Alkohol fixiert und die Daten in Taxalisten übertragen.

3.5.1.4 Auswertung der Benthos-Untersuchungen

3.5.1.4.1 Bewertungsmethoden

Bewertungsmethoden gemäß Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos (Ofenböck et al. 2009), können nur für die MHS-Proben durchgeführt werden. Die vorhandenen MHS-Daten werden in die Software ECOPROF, Version 3.0 (Moog et al. 2008) eingegeben, mit der auch die biologischen Kenngrößen berechnet werden können. Daten des Kastensamplers und der Drift werden aufgrund des Bestimmungsniveaus der MZB-Individuen nicht für diese Berechnungen herangezogen und können nur hinsichtlich Abundanz und Biomasse der einzelnen Großgruppen ausgewertet werden.

3.5.1.4.1.1 Screening-Methode

Die Screening-Methode liefert einen orientierenden Überblick über den ökologischen Zustand eines Gewässers.

Diese Methode basiert auf einem Datensatz, der grundsätzlich im Freiland bearbeitet werden könnte. Das bedeutet, dass nur jene Taxa in die Bewertung eingeschlossen werden, die ohne weitere Hilfsmittel (also auch im Feld) eindeutig bestimmbar sind. Grundlage der Auswertungen ist eine Liste von 287 zur Verfügung stehenden Screening-Taxa (Moog et al. 2003). Die Mehrzahl dieser Taxa ist in Bezug auf allgemeine Umwelttoleranz (Sensitive Taxa), allgemeine Degradation (Degradations-Score) und organische Belastung (Saprobie-Score) numerisch eingestuft. Mit dem Metric „Anzahl Screening-Taxa“ stehen also pro Indikator-taxon bis zu vier biologische Kenngrößen (Metrics) für die Abschätzung des Gewässerzustandes zur Verfügung.

Die Screening-Methode gründet auf zwei Auswertungsschritten: dem „Screening - Allgemeine Belastung“ und dem „Screening - Organische Belastung“. Die zusammenfassende Aussage, ob ein Gewässerabschnitt das Qualitätsziel oder besser (aufgegliedert in „sehr gute ökologische Zustandsklasse“ oder „gute ökologische Zustandsklasse“) erreicht oder ob Handlungsbedarf gegeben ist, wird in einem „worst case“ Szenario der beiden Bewertungsgrößen „Screening – Allgemeine Belastung“ und

„Screening – Organische Belastung“ festgelegt. Die Screening-Methode wurde für die MHS-Proben vom August 2009 und vom März 2010 angewendet.

3.5.1.4.1.1.1 Bewertungsschiene „Allgemeine Belastung“

Die Bewertung des „Screening - Allgemeine Belastung“ zur orientierenden Abschätzung des ökologischen Zustandes auf Basis der im Freiland bestimmbaren Taxa erfolgt über folgende Bewertungskriterien (Metrics):

- Anzahl Screening-Taxa
- Anzahl Sensitive Taxa
- Degradations-Score

Der Metric „Anzahl Screening-Taxa“ wird durch Aufsummieren der an einer Untersuchungsstelle nachgewiesenen Screening-Taxa ermittelt. Der Anzahl der Screening-Taxa kommt im Rahmen der Bewertung nach der Screening - Methode die Aufgabe zu, den Artenreichtum einer Untersuchungsstelle zu charakterisieren. Auf diese Weise wird die in der WRRL zur Abschätzung des ökologischen Zustandes vorgegebene Bewertungskategorie „Artenvielfalt“ abgedeckt.

Für den Metric „Sensitive Taxa“ wurden aus der Liste der im Feld bestimmbaren Taxa jene Organismen(gruppen) ausgewählt, die als nicht tolerant gegenüber Umweltfaktoren im weiteren Sinne gelten. Diese Liste der Sensitiven Taxa enthält somit Organismen, die gegenüber physikalischen, chemischen und hydromorphologischen Veränderungen durch Verringerung ihrer Individuenzahl bis hin zum völligen Abwandern reagieren.

Der „Degradations-Score“ wurde entwickelt, um auf Basis der im Freiland erkennbaren Makrozoobenthos-Organismen (Screening-Taxa) allgemeine Defizite an Gewässern aufzeigen zu können. Der Score gründet auf dem beobachteten Vorkommen und der Häufigkeit von MZB-Taxa in Untersuchungsstellen unterschiedlicher Beeinträchtigung.

3.5.1.4.1.1.2 Bewertungsschiene „Organische Belastung“

Die saprobielle Komponente ist beim „Screening - Allgemeine Belastung“ ausgegliedert, der Saprobie-Score wird als eigenständiges Modul („Screening - Organische Belastung“) für die Bewertung des ökologischen Zustandes hinzugezogen. Der Saprobie-Score gibt Aufschluss über die saprobielle Toleranz eines Organismus. Der Saprobie-Score der einzelnen Taxa reicht von 0 (keine saprobielle Toleranz) bis 200 (hohe saprobielle Toleranz).

Der Scorewert steigt mit zunehmender Toleranz gegenüber saprobieller Belastung an. Für 196 (im Freiland bestimmbare) Screening-Taxa konnte ein Saprobie-Score vergeben werden. Für den Saprobie-Score werden, in Abhängigkeit vom saprobiellen Grundzustand, Grenzwerte für den „sehr guten“ und „guten“ ökologischen Zustand festgelegt.

Tab. 3.15 und Tab. 3.16 geben die Grenzwerte, die für den „sehr guten“, bzw. „guten ökologischen Zustand“ für den Flusstyp der Bioregion „Große Alpine Flüsse – Drau“ mit einem saprobiellen Grundzustand (SGZ) von 1,75 und der Bioregion „Unvergletscherte Zentralalpen“ bei einem SGZ von 1,75 für die Möll erforderlich sind.

Tab. 3.15: Grenzwerte der Screening - Metrics für den sehr guten und guten ökologischen Zustand für die Bioregion „Große Alpine Flüsse, saprobieller Grundzustand 1,75“

Screening - Metrics	Grenzwerte "sehr guter Zustand"	Grenzwerte "guter Zustand"
Screening Taxa	-	-
Sensitive Taxa	15	8
Degradations-Score	101	52
Saprobie-Score	83,5	115

Tab. 3.16: Grenzwerte der Screening – Metrics für den sehr guten und guten ökologischen Zustand für die Bioregion „Unvergletscherte Zentralalpen, saprobieller Grundzustand 1,75“

Screening - Metrics	Grenzwerte "sehr guter Zustand"	Grenzwerte "guter Zustand"
Screening Taxa	32	18
Sensitive Taxa	14	6
Degradations-Score	86	42
Saprobie-Score	83,5	115

3.5.1.4.1.2 Detaillierte MZB-Methode

Die EU Wasser-Rahmenrichtlinie (Europäische Kommission 2000) sieht eine Bewertung der aktuellen Gewässerbeschaffenheit durch den Vergleich des Ist-Zustandes mit einem möglichst natürlichen Referenzzustand vor. Die Definition der Referenzsituation richtet sich nach den „Aquatischen Bioregionen Österreichs“ (Moog et al. 2001, Schmidt-Kloiber et al. 2002, Schmidt-Kloiber 2002) und ermöglicht eine Gebietsunterteilung der in der WRRL ausgewiesenen europäischen Ökoregionen nach Illies (1978). Die saprobiellen Grundzustände (Stubauer & Moog 2002, 2003) werden als weiteres Typologiekriterium zur Unterteilung der Bioregionen herangezogen. Als Fließgewässertyp wird somit die Kombination von Bioregion und saprobiellem Grundzustand (SGZ) verwendet (vgl. Ofenböck et al. 2009).

Die Drau verkörpert die Grenze zwischen den Fließgewässer-Bioregionen „unvergletscherte Zentralalpen“ und „Südalpen“, ist aber dem Gewässertyp „Große Alpine Flüsse – Drau“ mit einem saprobiellen Grundzustand (SGZ) von 1,75 zuzuordnen. Die Möll liegt in der Bioregion „Unvergletscherte Zentralalpen“ bei einem SGZ von 1,75.

Der Bewertung liegen 2 Module zu Grunde, welche unterschiedliche Aspekte von Beeinträchtigungen bewerten:

- Modul Saprobie
- Modul Allgemeine Degradation

Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des Saprobienindex nach Zelinka & Marvan (1961) (ÖNORM M 6232; Moog et al. 1999) auf Basis des jeweiligen leitbildbezogenen saprobiellen Grundzustandes. Für die Berechnung werden den in der Probe gefundenen und auf Artniveau bestimmten Taxa der jeweilige artspezifische Saprobienwert und die dazugehörige Gewichtung zugeordnet. Alle Einstufungen richten sich dabei nach der Fauna Aquatica Austriaca (Moog [Ed.] 2002). Das Ergebnis des Saprobienindex wird dabei unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in eine saprobielle Zustandsklasse überführt.

Im Gegensatz zur bisherigen starren Bewertung mit einheitlichen Grenzwerten (ÖNORM M 6232), orientiert sich die jetzige Bewertung – wie in der WRRL definiert und im WRG verankert – am typspezifischen Referenzzustand.

Die Zuordnung zu einer ökologischen Zustandsklasse erfolgt auf Basis des jeweiligen saprobiellen Grundzustandes entsprechend Tab. 3.17.

Tab. 3.17: Umlegung des Saprobienindex in saprobielle Zustandsklassen in Abhängigkeit vom saprobiellen Grundzustand (SGZ)

Saprobelle Zustandsklasse	Saprobienindex				
	SGZ = 1,00	SGZ = 1,25	SGZ = 1,50	SGZ = 1,75	SGZ = 2,00
1	≤ 1,0	≤ 1,25	≤ 1,50	≤ 1,75	≤ 2,00
2	1,01 - 1,65	1,26 - 1,84	1,51 – 2,03	1,76 - 2,21	2,01 - 2,40
3	1,66 - 2,30	1,85 - 2,43	2,04 – 2,55	2,22 - 2,68	2,41 – 2,80
4	2,31 - 2,95	2,44 - 3,01	2,56 – 3,08	2,69 - 3,14	2,81 - 3,2
5	> 2,95	> 3,01	> 3,08	> 3,14	> 3,2

Das Modul „Allgemeine Degradation“ spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe, toxische Stoffe, Feinsedimentbelastung etc.) wider und besteht - je nach Gewässertyp - aus ein bis zwei multimetrischen Indices, welche drei grundlegende Problemkreise berücksichtigen:

- Potamalisierende Effekte: insbesondere Beeinträchtigungen durch Erwärmung (z.B. thermische Abwässer oder untypische Sonnenexposition), Rückstauereffekte (z.B. durch Wehranlagen oder andere Querbauwerke), Nährstoffbelastung, Feinsedimenteinträge (z.B. Oberflächen-abrinn oder Winderosionen). Geeignete Kennwerte: funktionelle Metrics (z.B. Ernährungs-typen-Verteilung), Artendefizite, Artenzusammensetzung, Rückgang sensibler Faunen-elemente.
- Rhithralisierende Effekte: Beeinträchtigungen durch Abkühlung (z.B. Einleitung von hypolimnischem Speicherwasser), Strukturverarmung (z.B. technisch „harte“ Verbauung, Sohlpflasterung, Begradigung). Geeignete Kennwerte: Artendefizite, Arten-zusammensetzung, Rückgang sensibler Faunenelemente.
- Toxische Belastungen: Geeignete Kennwerte: vorwiegend Artendefizite, Arten-zusammensetzung, Rückgang sensibler Faunenelemente.

Tab. 3.18: Umlegung der MMI-Werte in eine ökologische Zustandsklasse gemäß Modul „Allgemeine Degradation“

Ökologische Zustandsklasse	MMI-Wert
sehr guter Zustand	$\geq 0,8$
guter Zustand	$\geq 0,6 < 0,8$
mäßiger Zustand	$\geq 0,4 < 0,6$
unbefriedigender Zustand	$\geq 0,2 < 0,4$
schlechter Zustand	$< 0,2$

Die Ermittlung der entsprechenden Zustandsklasse auf Basis der „Allgemeinen Degradation“ erfolgt nach dem Schema in Tab. 3.18.

3.5.1.4.1.2.1 Ermittlung der Ökologischen Zustandsklasse

Für die Gesamtbewertung der Untersuchungsstelle werden die Ergebnisse aller Module herangezogen. Der ökologische Zustand einer Untersuchungsstelle wird nach einem „worst case“ Ansatz aufgrund des schlechtesten Ergebnisses eines Einzelmoduls festgelegt.

Um Fehlinterpretationen möglichst gering zu halten, gilt bei grenzwertnahen Indexwerten einzelner Module folgende Ausnahmeregel: Wäre für die Einstufung nur ein Modul ausschlaggebend und liegt der Indexwert bei diesem Modul weniger als 0,02 Indexpunkte von der oberen Klassengrenze entfernt, so ist der worst case Ansatz nicht anzuwenden!

Für die Bewertung nach der Detaillierten MZB-Methode wurden die MHS-Proben von August 2009 und März 2010 herangezogen.

3.5.1.4.2 Zusammensetzung und Verteilung des Makrozoobenthos

Anhand der Zusammensetzung des Makrozoobenthos können die Untersuchungsstellen darüber hinaus durch die Verteilung der biozönotischen Valenzen sowie die Zusammensetzung der Ernährungstypen beschrieben werden. Deren Bewertungen erfolgen gemäß der rechnerischen Methodik und den Einstufungen der „Fauna Aquatica Austriaca“ (Moog [Ed.] 2002) basierend auf den Daten einer MZB-Vollanalyse und können daher nur für die MHS-Proben von August 2009 und März 2010 angewendet werden.

3.5.1.4.3 Metric-Berechnung

Die Metricberechnung für die MHS-Proben erfolgte mit Hilfe der Software ECOPROF (Moog et al. 2010). Zusätzliche Metrics der Kastensamplern und Drift-Daten wurden in Excel und SPSS berechnet und graphisch dargestellt.

Ein idealer Metric (=Kenngröße) zeigt im Bereich der Beeinträchtigung, unterhalb des Schwalleinstoßes, eine Reaktion gegenüber den schwallunbeeinflussten Stellen.

3.5.1.4.4 MZB-Abundanz und Driftmenge

Die Kastensamplern-Daten und Driftdaten (Individuenzahl und Biomasse) pro Termin und Untersuchungsstelle wurden auf eine vergleichbare Flächen- bzw. Volumeneinheit umgerechnet und standen weiteren Analysen zur Verfügung. Kastensamplern-Daten wurden auf eine Fläche von einem Quadratmeter (Individuen/m² bzw. g/m²), Driftproben auf ein Volumen eines Kubikmeters (Ind/m³ bzw. mg/m³) hochgerechnet. Als Driftmenge wird die Abundanz (Individuenzahl und Biomasse) bezeichnet, welche eine Menge bezogen auf ihr Siedlungsgebiet darstellt.

3.5.1.4.5 Vertrauensgrenzen nach Elliott (1977)

Die Vertrauensgrenzen werden als untere und obere Grenze des Mittelwertes der Daten pro Proben-termin oder Probendurchgang dargestellt. Die Berechnung wurde mit den logarithmierten Rohdaten durchgeführt, da ökologische Werte selten normal verteilt sind. Einige Organismen treten nur in geringen Mengen auf, einige andere können sehr gehäuft und vermehrt auftreten. Durch Logarithmierung können diese Verteilungen angeglichen werden. Da sich in den Daten auch Nullwerte befinden wurde mit einer Konstanten von 1 gerechnet – logarithmierte Transformation (Elliott, 1977):

Varianz der logarithmierten Zählwerte:

$$s_y^2 = \frac{\sum (\log x - \bar{y})^2}{n-1} \qquad 95\%CI = [\text{antilog}(\bar{y} \pm t \sqrt{\frac{\text{variance}}{n}})]-1$$

Diese Konstante wird zu allen Daten addiert, was zu einer gleichmäßigen und somit nicht beeinträchtigenden Verschiebung führt. Nullwerte bleiben so auch nach der Logarithmierung Null. Für die einzelnen Probenzyklen liegen sehr kleine Stichproben vor. Hierfür stellt ebenfalls die Logarithmierung den besten Weg der Berechnung dar (vgl. LEYER und WESCHE, 2008).

Der abgeleitete Mittelwert der logarithmierten Daten stimmt mit dem geometrischen Mittel der Ausgangswerte überein. Allerdings ist er immer kleiner als das arithmetische Mittel der Originalwerte.

3.5.1.4.6 Driftproportion

Die Driftproportion nach ELLOTT (1967) stellt den Biomasseanteil von Benthosorganismen in der Drift, bezogen auf die Wassersäule über einen m² Sohlsubstrat dar.

$$P = \frac{x * D * 100}{X - (x * D)}$$

P...Driftproportion (%)
 x...Driftdichte (mg/m³)
 X...Benthosdichte (mg/m²)
 D...Wassertiefe (m)

3.5.1.4.7 Driftindex

Der Driftindex (modifiziert nach Ivlev 1961) beschreibt wie viele im Boden lebende Organismen sich in die Drift begeben. Der Index deckt den Bereich von +1 bis -1 ab. Steigt ein Wert in den positiven Bereich, wird auf ein überproportionales Vorkommen eines Taxons in der Drift in Relation zum Benthos hingewiesen. Steigt ein Wert in den negativen Bereich ab, wird auf ein erhöhtes Vorkommen eines Taxons am Boden hingewiesen, welche weniger in die Drift gehen. Ein Wert von -1 bedeutet demnach, dass ein Taxon überhaupt nicht driftet.

$$DI = \frac{d - b}{d + b}$$

DI...Driftindex (%)
 d...Individuendominanz eines Taxons in der Drift
 b...Individuendominanz eines Taxons im Benthos

3.5.1.4.8 Ähnlichkeitsindex nach Renkonen

Um Ähnlichkeiten der Taxazusammensetzung zwischen Driftproben, Benthosproben und den Fischmagenanalysen der juvenilen Äschen anhand von Zahlenwerten (0-100) zu ermitteln, kommt der Renkonen-Index zur Anwendung.

Die Renkonen'sche Zahl (Re) ist eine Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (MÜHLENBERG, 1993). Die RENKONEN'sche Zahl berechnet sich nach folgenden Formeln:

$$R_e (\%) = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B}$$

$$D = \frac{n_A}{N_A} \text{ bzw. } \frac{n_B}{N_B}$$

min DA,B...Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte (D) der gemeinsamen Arten von zwei Zönosen A und B
 i...Art i

G...Zahl der gemeinsamen Arten

n_{A,B}...Individuenzahl der Art i in Zönose A bzw. B

N_{A,B}...Gesamtindividuenzahl aus Zönose A bzw. B

Aufgrund der Unbestimmbarkeit der Arten in Fischmägen und der Drift wurden die Berechnungen auf Großgruppenniveau durchgeführt.

Die Dominanzidentität nach Renkonen gewichtet die in den zu vergleichenden Probensätzen häufigen Großgruppen am stärksten. Gemeinsame Taxa, die zumindest in einem Probensatz nur in wenigen Individuen gefangen wurden, werden durch die Renkonen'sche Zahl kaum repräsentiert.

3.5.1.4.9 Statistische Tests

Die weiterführende statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe der SPSS Software. Es wurden parametrische sowie nichtparametrische Tests durchgeführt.

Die parametrischen Tests umfassen die univariate Varianzanalyse mit den Zwischensubjektfaktoren der deskriptiven Statistik und der Zwischensubjekteffekte sowie die Tests der Mehrfachvergleiche, welche durch Post-Hoc Test nach Bonferroni geprüft wurden. Zudem wurde ein t-Test durchgeführt.

An nicht-parametrischen Tests wurde der Kruskal-Wallis- und der Median-Test durchgeführt, die wieder durch Post-Hoc Tests (Mann Whitney und den Wilcoxon-Test) geprüft wurden.

Alle Berechnungen der Driftproben wurden mit und ohne adulte bzw. terrestrische Organismen und jeweils sowohl für die Individuen als auch für die Biomassen durchgeführt. Außerdem wurden die unterschiedlichen Bereiche im Gewässer (seicht, tief unten und tief oben) in Abhängigkeit der Probenzyklen verglichen. In den Ergebnissen und der Diskussion werden nur Vergleiche mit relevanten signifikanten Unterschieden veranschaulicht.

3.5.2 Magenanalysen

Magenanalysen zur Erfassung der Ernährungssituation der Jungfische im schwallbeeinflussten sowie im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt wurden ausschließlich bei juvenilen Äschen durchgeführt.

3.5.2.1 Probennahme

Die Fische für die Magenanalysen wurden im Rahmen der Elektrobefischungen für die Untersuchung der Hypothesen 2 und 4 gewonnen (siehe Kapitel 3.2.1).

Demnach wurden Äschen aus dem Zeitraum zwischen Juni 2009 und März 2010 aus beiden Gewässerabschnitten untersucht. Die Befischungen wurden mit einem Boot und einem Standaggregat bzw. mit einem Rückenaggregat durchgeführt (siehe Tab. 3.19).

Tab. 3.19: Beprobungsstellen für die einzelnen Untersuchungsstrecken und -termine, sowie Anzahl der untersuchten Fische

Befischungstermin	Gewässerabschnitt		Methode
	schwallbeeinflusst	nicht schwallbeeinflusst	
30.06. - 20.07.2009	Möllmündung - Spittal (n=25)	Greifenburg - Sachsenburg (n=37)	Boot
20.7. - 22.07.2009	Möllmündung - Spittal (n=24)	Greifenburg - Sachsenburg (n=28)	Boot
19.08. - 21.08.2009	Möllmündung - Spittal (n=25)	Greifenburg - Sachsenburg (n=21)	Boot
10.09.2009	Möllbrücke - Rosenheim (n=15)	Radlach (n=15)	Rückenaggregat
12.10. - 13.10.2009	Möllbrücke - Rosenheim (n=15)	Radlach (n=15)	Boot
18.11. - 19.11.2009	Möllbrücke - Rosenheim (n=20)	Kleblach (n=20)	Rückenaggregat
29.12. - 30.12.2009	Möllbrücke - Rosenheim (n=19)	Dellach - Bug (n=20)	Rückenaggregat
25.2. - 26.2.2010	Möllbrücke - Rosenheim (n=20)	Dellach (n=20)	Rückenaggregat
30.3. - 31.3.2010	Möllbrücke - Rosenheim (n=17)	Dellach (n=20)	Rückenaggregat

n: Anzahl der untersuchten Fische

Die Bootsbefischungen dauerten jeweils einen ganzen Tag pro Untersuchungsstrecke. Mit dem Rückenaggregat wurde so lange befishet, bis die erforderliche Anzahl von Fischen erreicht wurde. Daraus resultiert, dass die einzelnen Fische zu unterschiedlichen Tageszeiten gefangen wurden.

Die Äsche nimmt den ganzen Tag über Nahrung auf, mit einem deutlichen Maximum zu den Dämmerungszeiten. Bei Dunkelheit stellen die Fische die Fressaktivität ein (Scott 1985).

Das folgende Diagramm (siehe Abb. 3.3) zeigt den Zusammenhang zwischen der Temperatur und der Verdauungsgeschwindigkeit von Bachforellen (Elliot 1972). Durch die nahe Verwandtschaft und ähnliche Lebensweise ist anzunehmen, dass für die Äsche ähnliche Werte gelten.

Daraus ergibt sich, dass die kontinuierliche Nahrungsaufnahme tagsüber die Voraussetzung ist, um einen Vergleich von Fischen zu ermöglichen, die zu unterschiedlichen Tageszeiten gefangen wurden. Anderenfalls würden später am Tag entnommene Individuen eine deutlich geringere Magenfüllung aufweisen.

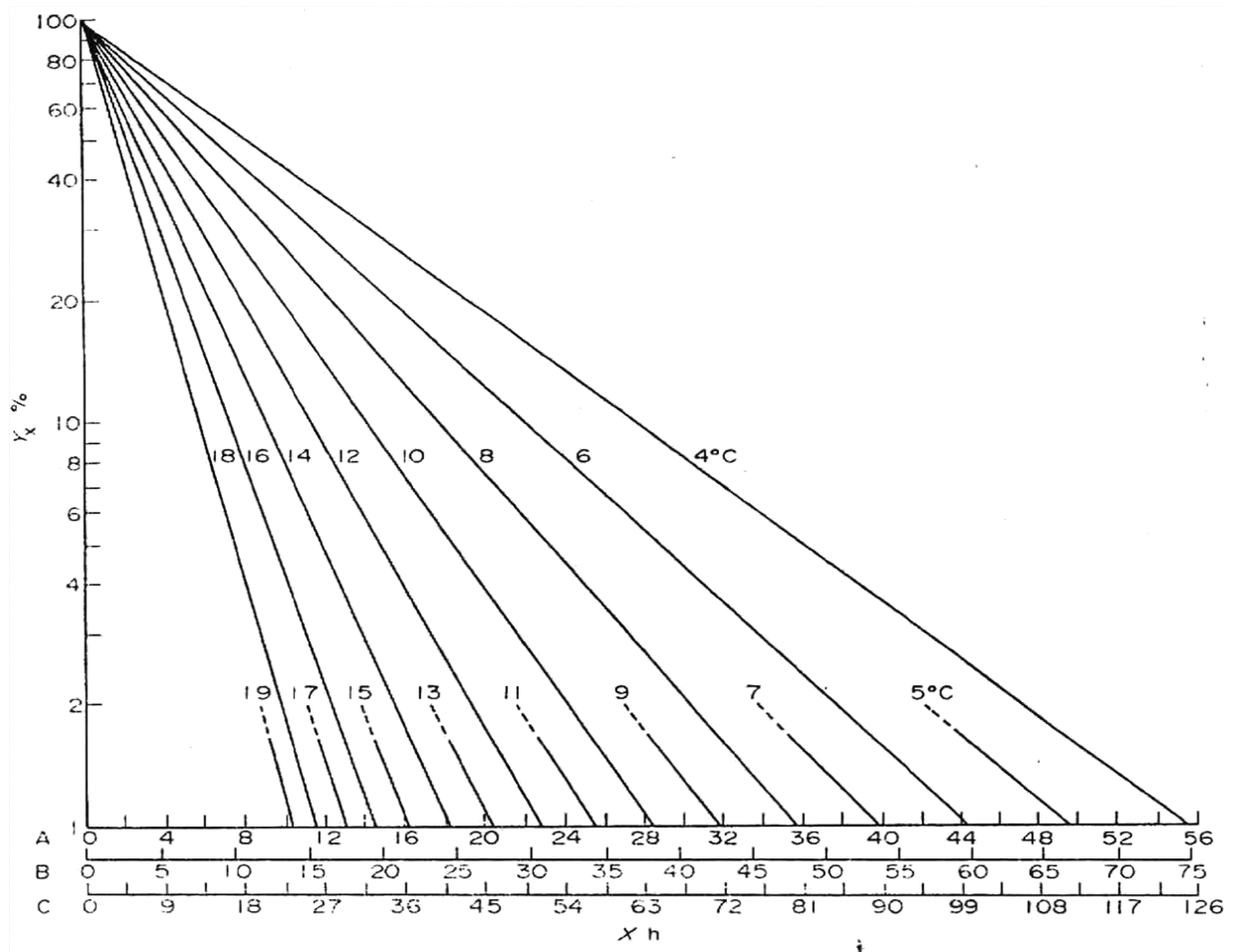


Abb. 3.3: : Relativer Anteil der vorhandenen verdaubaren organischen Substanz ($Y_x\%$) nach X h bei Wassertemperaturen von 4°C bis 19°C im Verdauungstrakt von Bachforellen. Die Skalen auf der Abszisse gelten für unterschiedliche Nahrungsorganismen: (A) Mix aus Gammarus, Baetis, Chironomidae und Oligochaeta; (B) Hydropsyche; (C) Tenebrio molitor. (aus Elliott 1972)

3.5.2.2 Konservierung der Proben

An den beiden ersten Beprobungsterminen (Juni und Juli 2009) wurden die ganzen Fische in Formaldehyd fixiert (Konzentration ca. 4 %). Da es in weiterer Folge für die Fettanalysen entscheidend war, die Proben möglichst schnell auf Trockeneis tiefzufrieren, wurden auch die Proben für die Nahrungsanalysen auf diese Weise konserviert. Das Einfrieren hat sich in weiterer Folge als deutlich bessere Methode erwiesen, auch nachdem bei parallel laufenden Projekten mit Alkohol gearbeitet wurde. Folgende Vorteile wurden beobachtet:

- Die Beschaffenheit der Nahrung wird am wenigsten verändert (Masse, Farbe, Aushärtung).
- Die Magenschleimhaut behält ihre Konsistenz und kann leicht von der aufgenommenen Nahrung getrennt werden. In Alkohol verändert sich die Schleimhaut zu einer milchfarbigen gallertartigen Substanz, die die einzelnen Nahrungspartikel umschließt und aufgrund fehlender Elastizität kaum von diesen getrennt werden kann. Formaldehyd hat eine ähnliche, aber etwas schwächere Wirkung.
- Es besteht kein Gesundheitsrisiko bei der Bearbeitung im Labor durch giftige Dämpfe.

3.5.2.3 Fischnahrungsanalysen

Die Arbeiten im Labor dauerten vom 08.07.2009 bis zum 17.05.2010 und wurden kontinuierlich durchgeführt. Nahrungsanalysen an Äschen werden von diversen Autoren beschrieben (Müller 1961, Hellowell 1971, Scott 1985, Sempeski et al. 1995). Der Methodik-Teil in diesen Werken beschränkt sich jedoch zum Großteil auf die statistische Auswertung. Eine genaue Beschreibung der Laborarbeiten konnte in der Literatur nicht gefunden werden, daher wurde ein eigenes Verfahren entwickelt.

Die folgende Vorgehensweise hat sich nach einigen Versuchen als praktikabel erwiesen, sowohl die Ergebnisse als auch den zeitlichen Aufwand betreffend. Der Begriff „Mageninhalt“ bezeichnet stets den Inhalt des gesamten Verdauungsapparates.

Schritt 1: Bei der Analyse des Mageninhaltes hat es sich bewährt, mit der Bearbeitung der Proben im halb gefrorenen Zustand zu beginnen. Auf diese Art wird das Sezieren deutlich erleichtert und ein Zer- bzw. Ausdrücken des Magens verhindert. Weiters wird dadurch die Trennung von Nahrung und Magenschleimhaut sowie die Schätzung der Magenfüllung erleichtert.

Schritt 2: Der immer noch leicht gefrorene Mageninhalt wird vorsichtig über ein Blatt Filterpapier gerollt um Reste der Magenschleimhaut zu entfernen, da diese am Papier kleben bleibt. Anschließend wird das Untersuchungsmaterial in eine Petrischale gelegt und mit einigen Tropfen Wasser befeuchtet.

Schritt 3: Die Nahrungspartikel werden nach Großgruppen sortiert (siehe Foto 3.7) und gezählt.

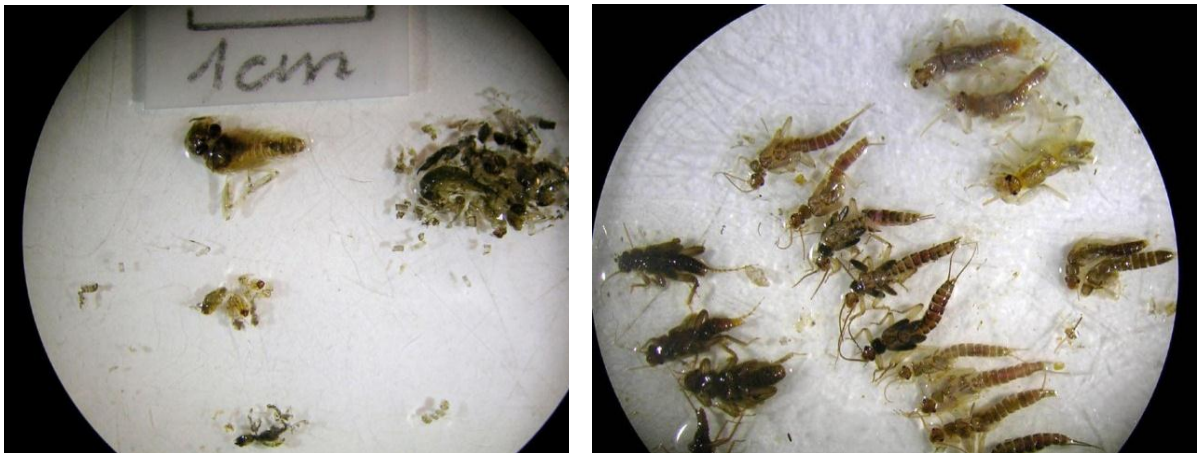


Foto 3.7: Mageninhalt zweier Äschen mit einer Gesamtlänge von 43 mm (li.) und 160 mm (re.; nur ein Teil der aufgenommenen Nahrung).

Schritt 4: Die einzelnen Beuteorganismen werden so genau wie möglich bestimmt und in Größenklassen eingeteilt. Um ein Überschätzen von Invertebraten mit länglichen Körperformen (z.B. Chironomidae, Würmer, ...) zu vermeiden, werden sämtliche Tiere so aufgelegt, dass das Längen-Breiten-Verhältnis ca. 2:1 beträgt. Da es durch das Tiefrieren zu keiner Aushärtung der Organismen (wie in Formaldehyd) kommt, können schlankere Tiere sehr einfach in diese Form gebracht werden, ohne beschädigt zu werden. Die Bezeichnung der Größenklassen entspricht der jeweiligen Länge, die folgende, gekürzte Tabelle zeigt den Flächenbezug (siehe Tab. 3.20).

Tab. 3.20: Größenklassen für die Auswertung der Benthosorganismen

Größenklasse	Länge [mm]	Breite [mm]	Fläche [mm ²]
1	< 1	< 0,5	< 0,5
2	1 - 2	0,5 - 1	0,5 - 2
3	2 - 3	1 - 1,5	2 - 4,5
4	3 - 4	1,5 - 2	4,5 - 8
...

Schritt 5: Das relative Volumen der einzelnen Nahrungskomponenten wird geschätzt. Für die Schätzung empfiehlt es sich, die verschiedenen Gruppen in möglichst gleich dicken Schichten mit rechteckigen Grundflächen gleicher Breite anzuordnen. Auf diese Weise können die Längen dieser Schichten direkt miteinander verglichen werden.

Diese Vorgehensweise war notwendig, da das Wiegen der einzelnen Komponenten aus zwei Gründen keine brauchbaren Ergebnisse lieferte. Erstens wurde der Messbereich der zur Verfügung stehenden Waage (10⁴ g) häufig unterschritten, zweitens ergaben sich große Unterschiede beim Abtropfen der einzelnen Komponenten (harte Teile blieben in Form, weiche verklebten mit dem Filterpapier). Auch der Verlust von kleinen Nahrungspartikeln wurde durch das getrennte Wiegen deutlich höher, sodass letztendlich mit einer Schätzung die größere Genauigkeit erzielt werden konnte. Zusätzlich wurden durch das Wiegen der Masse des gesamten Mageninhaltes mögliche Fehler in Grenzen gehalten.

Schritt 6: Der gesamte Mageninhalt wird kurz (einige Sekunden) auf einem Stück Filterpapier abgetropft, um das überschüssige Wasser zu entfernen. Anschließend wird mit einer Präzisionswaage das Nassgewicht (vgl. Hyslop 1980) ermittelt.

Schritt 7: Um die Bestimmungen der Taxa überprüfen zu können und um bei später auftretenden Fragen die Möglichkeit zu haben, weiter ins Detail zu gehen (z. B. bei bestimmten Artengruppen), wurden die Proben in Ethanol (70%) konserviert.

3.5.2.4 Datenaufbereitung

Für die Nahrungsanalysen wurden folgende Daten empirisch ermittelt:

- Anzahl der einzelnen Beuteorganismen (n; Arten-Bestimmung möglichst genau)
- Größenklasse der einzelnen Beuteorganismen
- Masse des gesamten Mageninhaltes (mges; Genauigkeit 10⁻⁴ g)
- relativer Volumenanteil der einzelnen Großgruppen (Vrel, entsprechend der MZB-Wiegelisten)
- relative Magenfüllung (geschätzt)

Anhand dieser erhobenen Daten wurden weitere Größen berechnet:

- Absolute Masse der einzelnen Großgruppen (aus m_{ges} und V_{rel})
- Mittlere Masse der einzelnen Beuteorganismen (aus m_{ges} , V_{rel} und n)
- Magenfüllung als Korrelation von m_{ges} und Fischlänge bzw. Fischmasse

Die Datenaufbereitung erfolgte in MS-Excel (2003 und 2007), die weitere statistische Auswertung und Darstellung in MS-Excel und SPSS.

3.5.3 Wassertemperatur

Es ist hinlänglich bekannt, dass sich die Wassertemperatur wesentlich auf das Wachstum von Fischen und benthischen Invertebraten auswirkt. In weiterer Folge beeinflusst die Gewässertemperatur auch die Überlebensrate von Jungfischen, was sie als Parameter zur Überprüfung der Hypothese 5 interessant macht.

Um einen möglichen Einfluss des Schwallbetriebes auf die Gewässertemperatur feststellen zu können, wurden an mehreren Punkten im Gewässer Temperatursonden angebracht. Bei den verwendeten Sonden handelt es sich um sogenannte i-buttons.

Insgesamt wurden im Jahr 2009 zehn Temperatursonden an sechs Standorten installiert (siehe Tab. 3.21).

Tab. 3.21: Messzeitraum und Standort der Temperatursonden

<i>Bezeichnung</i>	<i>Erfassungszeitraum</i>	<i>Standort</i>	<i>schwallbeeinflusst</i>	<i>nicht schwallbeeinflusst</i>
<i>Triebwasser 1</i>	24.04. - 18.07.2009	Triebwasserkanal, Malta Unterstufe	•	
<i>Sachsenburg 1</i>	24.04. - 18.07.2009	Sachsenburg		•
<i>Möll 1</i>	24.04. - 18.07.2009	Möll, vor der Mündung		•
<i>Triebwasser 2</i>	21.07. - 14.10.2009	Triebwasserkanal, Malta Unterstufe	•	
<i>Sachsenburg 2</i>	21.07. - 14.10.2009	Sachsenburg		•
<i>Möll 2</i>	20.07. - 14.10.2009	Möll, vor der Mündung		•
<i>Rosenheim</i>	20.07. - 14.10.2009	Rosenheim	•	
<i>Kleblach</i>	22.07. - 15.10.2009	Kleblach, Seitenarm		•
<i>Spittal 1</i>	22.07. - 16.10.2009	Spittal an der Drau	•	
<i>Spittal 2</i>	22.07. - 16.10.2009	Spittal an der Drau	•	

Die Temperatursonden speichern die Wassertemperaturen mit einer zeitlichen Auflösung von 30 Minuten. Um einen möglichen Einfluss des Schwallbetriebes auf den Tagesgang der Gewässertemperatur untersuchen zu können, starten alle Temperatursonden ihre Messungen mit der vollen Stunde.

Die Extrahierung der Daten erfolgt mit der Herstellersoftware. Weitere Auswertungen wurden mit Microsoft Office Excel 2010 durchgeführt.

Neben der Erstellung von Ganglinien wurden Tagesmittelwerte für vergleichende Analysen ermittelt.

4 Ergebnisse

Die Ergebnisse wurden wieder entsprechend den fünf Hypothesen getrennt voneinander behandelt.

Die einzelnen Ergebnis-Kapitel bauen auf die vorangegangene Beschreibung der Aufnahmemethodik der jeweiligen Hypothesen auf.

4.1 Ergebnisse zu Hypothese 1



Hypothese 1:

Frühe Larvenstadien der Äsche (April/Mai) stranden bei Sunk bzw. werden bei Schwall abgedriftet und so wird die Larvendichte bereits früh reduziert.



4.1.1 Visuelle Aufnahmen von Sunkereignissen

Die visuellen Aufnahmen erfolgten an insgesamt 19 Terminen in den Untersuchungsjahren 2009 und 2010. Dabei war es zentral, zum Zeitpunkt des einsetzenden Sunks bereits vor Ort zu sein, um gestrandete Jungfische auch tatsächlich vorzufinden, da sich die Tiere mit Fortdauer des Sunks selbstständig ins Substrat eingraben oder zur Beute von Vögeln, in der Nacht auch von terrestrischen Tieren (Käfer, Spinnen) werden und sich so dem Beobachter entziehen (siehe Foto 4.1 bis Foto 4.8).

In Tab. 4.1 sind die Untersuchungstermine aufgelistet. Die ausgewiesene Uhrzeit steht für den Zeitpunkt, an dem der Sunkabfluss erreicht wurde. Die Aufnahmen begannen aber stets bereits beim ersten Rückgang des Wasserstandes. Die rechte Spalte zeigt die Schätzung an gestrandeten Individuen pro 100 m Uferlinie, wobei zu betonen ist, dass dies lediglich Schätzwerte sind, da die Strandungsoffer nicht linear entlang der Uferlinie verteilt sind, sondern meist geklumpt in einzelnen Pfützen auftreten und das Absuchen der Uferlinie bzw. Zählen der Larven zeitaufwendig ist und gegen Ende der Zählungen viele Larven bereits im Schlamm verschwunden sind und somit nicht mehr erfassbar waren. Die Zählungen erfolgten aber immer auf dieselbe Art und Weise und auch weitgehend vom selben Erfassungsteam, wodurch die Zahlen untereinander vergleichbar sind.

Tab. 4.1: Zeit und Ort der Untersuchungstermine mit der Anzahl der gestrandeten Fische auf 100 m Uferlinie

<i>Untersuchungs-termin</i>	<i>Uhrzeit</i>	<i>Untersuchungsstelle</i>	<i>Wasserrückgang [m³/sek.]</i>	<i>Abflussmenge [m³/sek.]</i>	<i>gestrandete Larven [n/100m]</i>
07.05.2009	16:30	Rosenheim, rechtsufrig	23,6	148,1	200
08.05.2009	15:00	Rosenheim, rechtsufrig	26,4	161,6	250
10.06.2009	16:30	Rosenheim, rechtsufrig	29,0	211,5	100
11.06.2009	00:30	Rosenheim, beidufrig	30,3	192,2	300
11.06.2009	16:30	Rosenheim, beidufrig	21,8	200,7	50
02.07.2009	00:15	Spittal, echtsufrig	19,3	194,3	50
02.07.2009	18:00	Rosenheim, linksufrig	16,0	231,4	60
28.04.2010	15:30	Rosenheim, rechtsufrig	9,6	93,4	100
29.04.2010	00:15	Rosenheim, rechtsufrig	29,7	60,5	500
10.05.2010	18:00	Spittal, rechtsufrig	34,0	156,0	50
10.05.2010	18:00	Rosenheim, rechtsufrig	34,0	156,0	100
11.05.2010	01:15	Rosenheim, rechtsufrig	45,0	105,0	500
11.05.2010	01:50	Spittal, rechtsufrig	17,0	120,0	80
13.05.2010	23:15	Drauhofen, linksufrig	44,0	110,0	60
18.05.2010	14:45	Spittal, linksufrig	24,0	122,0	75
21.05.2010	14:25	Rosenheim, linksufrig	30,0	126,0	75
01.06.2010	23:20	Rosenheim, rechtsufrig	51,0	135,0	50
14.09.2010	23:20	Rosenheim, rechtsufrig	30,9	69,0	0
13.10.2010	20:15	Rosenheim, rechtsufrig	26,6	93,4	0

Auffällig war jedenfalls, dass die Strandungsraten in der Nacht deutlich erhöht waren, wenngleich das an den in Tab. 4.1 ausgewiesenen Zahlen nur bedingt ablesbar ist.

Gleichzeitig war die Quantifizierung im Feld bei Nacht aufgrund visueller Einschränkungen ungleich schwieriger. Außerdem ist aufgefallen, dass bei Dunkelheit eine große Anzahl an terrestrischen Insekten an der Uferlinie präsent war, die gestrandete Fische, aber auch Insektenlarven konsumiert haben. Es scheint so, als würde das Sunkphänomen für besonders hohe Dichten von Laufkäfern bzw. Spinnen verantwortlich sein, die aus der Strandung Profit ziehen können.



Foto 4.1: Pfütze im Bereich der Maßnahme Rosenheim, dort stranden zahlreiche Individuen



Foto 4.2: Gestrandete Äschenlarven über Feinsubstrat, in das sie sich oft selbst eingraben



Foto 4.3: Senke in der rechtsufrigen Schotterbank in Rosenheim, ein klassisches Strandungshabitat



Foto 4.4: Bei flach auslaufenden Schotterbänken sind die Strandungspfüten oft weit im Hinterland



Foto 4.5: Trockenfallende Pfütze mit Totholz am 10.06.2009 um 16:24



Foto 4.6: In einer kleinen Pfütze zurückgebliebene Forelle am 10.06.2009 um 15:50



Foto 4.7: Pfütze mit strandenden Äschenlarven in Rosenheim am 28.04.2010 um 23:43, rote Kreise markieren die eingeschlossenen Individuen



Foto 4.8: Laufkäfer und Wolfsspinne auf Beutezug bei Nacht (Fotos vom 11.06.2009 und 01.06.2010)

Die überwältigende Mehrzahl aller Strandungsoffer sind juvenile Äschen, aber auch gestrandete Forellen wurden häufig gefunden. Diese machen zwar nur einen geringen Prozentsatz aus, aber deren Dichten sind im Schwall beeinflussten Abschnitt ohnehin sehr gering (siehe Kapitel 4.2.3).

An den beiden im September bzw. Oktober 2010 durchgeführten Herbstbeprobungsterminen konnten keine gestrandeten Fische belegt werden. Allerdings ist die Individuendichte im Herbst auch schon derart gering, dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass Strandungen im Herbst bzw. Winter auftreten. Diese Frage wird im Rahmen der Forschungen an den Fließrinnen in Lunz am See näher beleuchtet.

4.2 Ergebnisse zu Hypothese 2



Hypothese 2:

Während der Zeit mit erhöhtem Basisabfluss (Juni bis September) entwickeln sich die Jungärschen in unterschiedlich durch Schwall beeinflussten Bereichen hinsichtlich Wachstum und Kondition annähernd gleich gut.



Fisch- sowie Abflussdaten wurden in erster Linie mit Methoden der deskriptiven Statistik untersucht. Für die fischbezogenen Auswertungen wurden in einigen Fällen auch statistische Signifikanztests durchgeführt.

Sämtliche Auswertungen wurden prioritär mit den Daten des Jahres 2009 durchgeführt. Für vergleichende Analysen dienten Datensätze aus vorangegangenen Untersuchungen des Instituts für Hydrobiologie (siehe Kapitel 3.2). Im Jahr 2010 wurden keine Fischdichten ermittelt.

Die Ergebnisse der Auswertungen gliedern sich in folgende Kapitel:

- 4.2.1 Befischte Fläche
 - 4.2.2 Gesamtfang der 0+-Fische
 - 4.2.3 Individuendichte
 - 4.2.4 Längenhäufigkeitsverteilung
 - 4.2.5 Längen/Gewichts-Korrelation
 - 4.2.6 Abflussmengen
 - 4.2.7 Schwallamplituden
- } fischbezogene Untersuchungen
- } abflussbezogene Untersuchungen

4.2.1 Befischte Fläche

Die Befischung erfolgte streifenweise mit genormten Breiten. In den folgenden Tabellen wurde die befischte Fläche in m², aufgliedert nach Befischungszeitraum und Struktur, angegeben, wobei sich die unterschiedenen Strukturen in Blockwurf (BW), Bucht (BU), Schotterbank (SB), Ufer (UF) und versetzte Schotterbank (VSB) gliedern (siehe Kapitel 0)

Neben der Unterscheidung einzelner Strukturen wurde die befischte Fläche auch in Hinblick auf den Schwallenfluss gegliedert. Befischungen, die in der Drau oberhalb der Einleitung des Kraftwerks Malta-Unterstufe (bei Sachsenburg) durchgeführt wurden, wurden als nicht schwallbeeinflusst bezeichnet. Sämtliche Befischungen unter der Kraftwerks-Einleitung wurden als schwallbeeinflusst definiert (siehe Kapitel 2.1)

Bei der Untersuchung der Möll war das Kraftwerk Außerfragant für die Schwallbeeinflussung der Gewässerabschnitte ausschlaggebend. Die Befischungen oberhalb des Kraftwerks wurden als nicht schwallbeeinflusst erklärt, die Befischungen unterhalb als schwallbeeinflusst (siehe Kapitel 2.2).

4.2.1.1 Befischte Fläche im Jahr 2009

Die befischten Flächen von Drau und Möll wurden getrennt behandelt.

Drau: Insgesamt wurde im Jahr 2009 in der Drau eine Fläche im Ausmaß von ca. 7,6 ha befischt (siehe Tab. 4.2). Die Flächen teilen sich dabei annähernd gleichmäßig in schwallbeeinflusste Gebiete mit ca. 4 ha und schwallunbeeinflusste Gebiete mit ca. 3,6 ha auf.

Beim ersten Befischungstermin im Mai wurden nur schwallbeeinflusste Streifen aufgenommen. Abgesehen davon, weist die Methodik dieser Befischung weitere Unterschiede zu den darauffolgenden Aufnahmen auf (siehe Kapitel 3.2.1). Daher werden die Daten des ersten Befischungstermins bei einigen weiterführenden Analysen nicht berücksichtigt.

Beim zweiten Befischungstermin im Juni ist das Verhältnis zwischen den befischten Flächen im schwallbeeinflussten Gebiet zum schwallunbeeinflussten Flussabschnitt etwa 1:2. Bei den restlichen Befischungsterminen wurde jedoch ein annähernd ausgeglichenes Verhältnis zwischen schwallbeeinflussten und schwallunbeeinflussten Gebieten erreicht (siehe Tab. 4.2).

Entsprechend der Habitatansprüche der Äsche wurden vorwiegend Schotterbänke befischt.

Tab. 4.2: Befischte Fläche [m²] in der Drau im Jahr 2009

Befischungstermin	schwallbeeinflusst						nicht schwallbeeinflusst						Summe
	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	
13.05. 2009			44	35		78							78
17.06. - 18.06. 2009			486			486	75	30	474	452		1031	1517
30.06. - 02.07. 2009	143	865	1298	1812		4117	333	1183	3309	1082		5907	10024
20.07. - 22.07. 2009	72	1620	2755	2239	87	6773	228	1424	4851	656		7158	13931
19.08. - 22.08. 2009	252	992	2584	3017	393	7238	672	1132	5330	581	188	7902	15140
10.10. - 14.10. 2009	143	1744	8481		11056	21424	858	3299	9303		950	14409	35833
Summe	609	5271	15697	7102	11536	40215	2166	7068	23266	2770	1138	36407	76621

Möll: Die Befischungen in der Möll fanden ausschließlich im Jahr 2009 statt. Da die Möll von Schwall gänzlich unbeeinflusste Abschnitte aufweist, sollten die Ergebnisse aus der Befischung als Referenzwerte dienen.

In der Möll gab es zwei Befischungstermine mit einer befischten Gesamtfläche von ca. 1,4 ha (siehe Tab. 4.3). Aufgrund der hydromorphologischen Gegebenheiten wurden beinahe ausschließlich Schotterbänke bzw. versetzte Schotterbänke befischt.

Tab. 4.3: Befischte Fläche [m²] in der Möll im Jahr 2009

Befischungstermin	schwallbeeinflusst						nicht schwallbeeinflusst						Summe
	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	
19.08. - 22.08. 2009					1884	1884			1338			1338	3222
10.10. - 14.10. 2009		624	852		4629	6105			1788		3144	4932	11037
Summe		624	852		6513	7989			3126		3144	6270	14259

4.2.1.2 Befischte Fläche in den vorangegangenen Untersuchungen

Aus vorangegangenen Untersuchungen des Instituts für Hydrobiologie lagen bereits Daten zum Fischbestand in der Drau vor. Verwertbare Daten stammen aus den Jahren 1998, 1999, 2002, 2003 und 2006. Aus diesen Datensätzen wurden die Daten für die Äschen im 0+-Jahrgang für vergleichende Analysen herangezogen.

Da die vorangegangenen Untersuchungen eine andere Zielsetzung verfolgten, verteilen sich die befischten Flächen nicht gleichmäßig auf die unterschiedlichen Strukturen bzw. die unterschiedlich von Schwall beeinflussten Flussabschnitte (siehe Tab. 4.4).

Tab. 4.4: Befischte Fläche [m²] in den vorangegangenen Untersuchungen

Befischungstermin	schwallbeeinflusst					Σ	nicht schwallbeeinflusst					Σ	Summe
	BW	BU	SB	UF	VSB		BW	BU	SB	UF	VSB		
11. 1998	14520		20220			34740	18900	2670	50520			72090	106830
07. 1999							1160	122	2045	3475		6801	6801
09. 1999							6066	4170	11520	1140		22896	22896
10. 2002	4842	1392	3606		20214	30054	15828	2081	9365		51890	79164	109218
07. 2003	570	143	1058			1770	660	528	1610	225		3022,5	4792,5
11. 2006	41304		13680			54984	53411	98	17283			70791	125775
Summe	61236	1535	38564		20214	121548	96025	9668	92342	4840	51890	254764	376312

4.2.2 Gesamtfang der 0+-Fische

Für die Untersuchung der Fragestellung wurden lediglich die Daten der gefangenen Äschen, Bach- und Regenbogenforellen im 0+-Jahrgang ausgewertet. Andere Fischjahrgänge bzw. Fischarten, die im Zuge der Befischungen gefangen wurden, sind nicht weiter behandelt worden.

Während der Befischung der Drau im Jahr 2009 fand eine Datenerhebung für Äschen, Bach- und Regenbogenforellen statt. Im Gegensatz dazu wurden im Zuge der Befischung der Möll im selben Jahr ausschließlich Äschen gezielt gefangen. Aus den bestehenden Datensätzen von vorangegangenen Studien des Instituts für Hydrobiologie wurden ebenfalls nur die Daten der 0+-Äschen verwendet.

4.2.2.1 Gesamtfang der 0+-Fische im Jahr 2009

Wie bei den Ergebnissen zur befischten Fläche wurden die Daten zu den gefangenen Fischen nach den Gewässern Drau und Möll getrennt analysiert.

Drau: Im Zuge der Befischung der Drau im Jahr 2009 wurden insgesamt 2.928 Individuen aus 19 Arten gefangen (siehe Tab. 4.5).

Tab. 4.5: Anzahl der gefangenen Fische in der Drau im Jahr 2009

Fischart	Aalrutte	Aitel	Äsche	Bachforelle	Bitterling	Eiritze	Flussbarsch	Gründling	Karausche	Karpfen	Koppe	Laube	Neunauge	Regenbogenforelle	Rotauge	Rotfeder	Schleie	Schmerle	Strömer	Summe
N	20	170	718	907	2	112	8	20	2	1	26	1	8	608	26	44	16	184	55	2928

Aufgrund der Fangmethodik handelte es sich bei den gefangenen Salmoniden (siehe Tab. 4.5, hervorgehobene Arten) vorwiegend um Jungfische. Anhand von Längenhäufigkeitsverteilungen wurde der 0+-Jahrgang der drei untersuchten Fischarten ermittelt.

Für die weitere Analyse konnten somit 588 Äschen, 696 Bachforellen und 566 Regenbogenforellen im 0+Jahrgang herangezogen werden (siehe Tab. 4.6).

Entsprechend dem Fangort erfolgte wieder eine Einteilung der gefangenen Fische nach Struktur und Schwallenfluss. Der Wert "0" in der Matrix von Tab. 4.6 gibt an, dass die entsprechende Struktur zum jeweiligen Befischungstermin zwar befischt wurde, jedoch kein Fisch gefangen werden konnte (siehe Tab. 4.2). Freie Felder in der Matrix zeigen Strukturen auf, die beim entsprechenden Termin nicht befischt wurden.

Tab. 4.6: Anzahl der gefangenen 0+-Fische in der Drau im Jahr 2009

Fischart und Befischungstermin	schwallbeeinflusst						nicht schwallbeeinflusst						Summe
	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	
Äsche (Σ)	5	78	78	143	12	316	8	83	135	44	2	272	588
13.05. 2009			19	30		49							49
17.06. - 18.06. 2009			19			19	4	2	0	18		24	43
30.06. - 02.07. 2009	0	51	8	74		133	0	57	11	22		90	223
20.07. - 22.07. 2009	5	19	9	19	0	52	4	18	40	4		66	118
19.08. - 22.08. 2009	0	7	17	20	1	45	0	6	42	0	0	48	93
10.10. - 14.10. 2009	0	1	6		11	18	0	0	42		2	44	62
Bachforelle (Σ)	9	30	13	91	9	152	63	100	257	110	14	544	696
13.05. 2009			0	0		0							0
17.06. - 18.06. 2009			0			0	0	0	0	22		22	22
30.06. - 02.07. 2009	4	8	0	22		34	6	19	23	32		80	114
20.07. - 22.07. 2009	5	14	8	34	0	61	21	37	87	24		169	230
19.08. - 22.08. 2009	0	6	3	35	0	44	27	31	121	32	5	216	260
10.10. - 14.10. 2009	0	2	2		9	13	9	13	26		9	57	70
Regenbogenforelle (Σ)	6	41	8	75	7	137	37	155	117	118	2	429	566
13.05. 2009			0	1		1							1
17.06. - 18.06. 2009			4			4	4	2	9	16		31	35
30.06. - 02.07. 2009	1	12	0	27		40	6	63	31	49		149	189
20.07. - 22.07. 2009	3	23	1	32	0	59	9	47	24	41		121	180
19.08. - 22.08. 2009	2	3	1	15	0	21	14	39	24	12	1	90	111
10.10. - 14.10. 2009	0	3	2		7	12	4	4	29		1	38	50
Summe	20	149	99	309	28	605	108	338	509	272	18	1245	1850

Da die befischten Flächen im schwallbeeinflussten und nicht schwallbeeinflussten Flussabschnitt der Drau im Jahr 2009 etwa gleich groß sind (siehe Tab. 4.2), ist ein direkter Vergleich der Anzahl der gefangenen Fische zulässig.

Dabei ist auffallend, dass sich die Verteilung der Äsche von der Verteilung der Forellen klar unterscheidet. Die Anteile der Äsche sind auf die Gebiete oberhalb und unterhalb der Einleitung des Kraftwerks Malta-Unterstufe annähernd gleichmäßig verteilt. Beide Forellenarten zeigen jedoch mit einem Anteil von ca. 75% im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt eine eindeutige Präferenz.

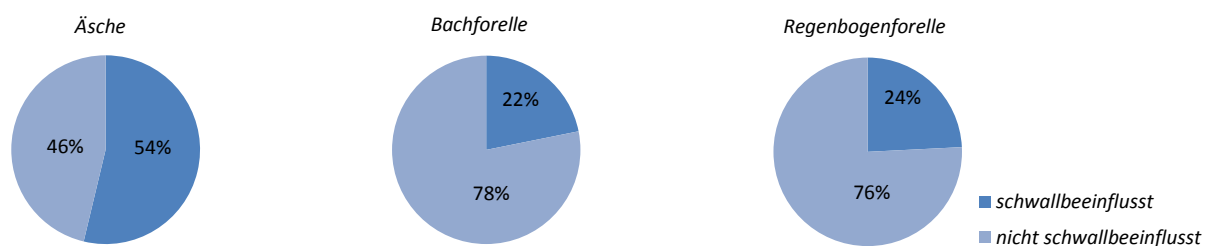


Abb. 4.1: Relative Verteilung der gefangenen 0+-Salmoniden auf schwallbeeinflusste bzw. nicht schwallbeeinflusste Flussabschnitte

Möll: Die Befischung der Möll zielte ausschließlich auf Äschen im 0+-Jahrgang ab. Insgesamt konnten lediglich 214 0+-Fische gefangen werden (siehe Tab. 4.7). Die Matrix der Tab. 4.7 ist wie die vorangegangene Tabelle zu lesen.

Beinahe alle Äschen stammten aus dem nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt oberhalb des Kraftwerks Außerfragant. Im schwallbeeinflussten Bereich der Möll, unter dem Kraftwerk, konnten beim zweiten Befischungstermin nur mehr zwei Äschen gefangen werden.

Tab. 4.7: Anzahl der gefangenen 0+-Fische in der Möll im Jahr 2009

Fischart und Befischungstermin	schwallbeeinflusst					nicht schwallbeeinflusst					Summe		
	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	BW	BU	SB	UF		VSB	Σ
Äsche (Σ)	1		0		37	38			156		20	176	214
19.08. - 22.08. 2009					36	36			142			142	178
10.10. - 14.10. 2009	1		0		1	2			14		20	34	36

4.2.2.2 Gesamtfang der 0+-Fische aus den vorangegangenen Untersuchungen

Aus den vorangegangenen Untersuchungen des Instituts für Hydrobiologie konnten Daten von 2.295 0+-Äschen herangezogen werden (siehe Tab. 4.8).

Bei den leeren Feldern in der Matrix in Tab. 4.8 handelt es sich um Strukturen, die zu dem entsprechenden Termin nicht befischt wurden.

Da sich das Ausmaß der befischten Fläche nicht gleichmäßig auf die Flussabschnitte oberhalb und unterhalb der Einleitung des Kraftwerks Malta-Unterstufe verteilt (siehe Tab. 4.4), schwankt auch die Anzahl der gefangenen Fische stark zwischen den beiden Gewässerabschnitten. Ein direkter Vergleich zwischen den Absolutwerten der Fischanzahl ist daher nicht aussagekräftig.

Tab. 4.8: Anzahl der gefangenen 0+-Fische in der Drau aus den vorangegangenen Untersuchungen

Fischart und Befischungstermin	schwallbeeinflusst					nicht schwallbeeinflusst					Summe		
	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	BW	BU	SB	UF		VSB	Σ
Äsche (Σ)	84	8	325		14	431	150	282	1357	38	37	1864	2295
11. 1998	16		51			67	19	22	172			213	280
07. 1999							8	19	28	32		87	87
09. 1999							21	37	128	3		189	189
10. 2002	12	2	41		14	69	33	49	404		37	523	592
07. 2003	7	6	161			174	8	149	393	3		553	727
11. 2006	49		72			121	61	6	232			299	420

4.2.3 Individuendichte

Um eine aussagekräftige Analyse der Verteilung der Fische im Gewässer durchführen zu können, wurde die Individuendichte der 0+-Fische berechnet. Dazu wurde die Anzahl der gefangenen Fische (siehe Kapitel 4.2.2) durch die befischte Fläche (siehe Kapitel 4.2.1) dividiert. Der Vorgang erfolgte aufgeschlüsselt nach Strukturen und Befischungsterminen und ermöglicht somit einen zulässigen Vergleich zwischen den diversen Kategorien.

Die Dichte wurde auf Individuen pro 100 m² berechnet. Die folgenden Matrizen zur Individuendichte sind wie die vorangegangenen Tabellen zum Gesamtfang zu lesen.

4.2.3.1 Individuendichte im Jahr 2009

Die Individuendichte wurde wieder gewässerspezifisch, für Drau und Möll getrennt, betrachtet.

Drau: Im Jahr 2009 sind die Dichten der Salmoniden im flächengewichteten Mittel über die gesamte befischte Fläche und alle Befischungstermine annähernd gleich hoch. So weist die Äsche 0,77, die Bachforelle 0,91 und die Regenbogenforelle 0,74 Individuen/100m² auf (siehe Tab. 4.9).

Tab. 4.9: Individuendichte der 0+-Salmoniden [Individuen/100m²] in der Drau im Jahr 2009

Fischart und Befischungstermin	schwallbeeinflusst						nicht schwallbeeinflusst						Summe
	BW	BU	SB	UF	VSB	Ø	BW	BU	SB	UF	VSB	Ø	
Äsche (Ø)	0,82	1,48	0,50	2,01	0,10	0,79	0,37	1,17	0,58	1,59		0,75	0,77
13.05. 2009			43,68	86,96		62,82							62,82
17.06. - 18.06. 2009			3,91			3,91	5,33	6,67	0,00	3,99		2,33	2,84
30.06. - 02.07. 2009	0,00	5,90	0,62	4,08		3,23	0,00	4,82	0,33	2,03		1,52	2,22
20.07. - 22.07. 2009	6,94	1,17	0,33	0,85	0,00	0,77	1,75	1,26	0,82	0,61		0,92	0,85
19.08. - 22.08. 2009	0,00	0,71	0,66	0,66	0,25	0,62	0,00	0,53	0,79	0,00	0,00	0,61	0,61
10.10. - 14.10. 2009	0,00	0,06	0,07		0,10	0,08	0,00	0,00	0,45		0,21	0,31	0,17
Bachforelle (Ø)	1,48	0,57	0,08	1,28		0,38	2,91	1,41	1,10	3,97	1,23	1,49	0,91
13.05. 2009			0,00	0,00		0,00							0,00
17.06. - 18.06. 2009			0,00			0,00	0,00	0,00	0,00	4,87		2,13	1,45
30.06. - 02.07. 2009	2,81	0,92	0,00	1,21		0,83	1,80	1,61	0,70	2,96		1,35	1,14
20.07. - 22.07. 2009	6,94	0,86	0,29	1,52	0,00	0,90	9,21	2,60	1,79	3,66		2,36	1,65
19.08. - 22.08. 2009	0,00	0,60	0,12	1,16	0,00	0,61	4,02	2,74	2,27	5,51	2,66	2,73	1,72
10.10. - 14.10. 2009	0,00	0,11	0,02		0,08	0,06	1,05	0,39	0,28		0,95	0,40	0,20
Regenbogenforelle (Ø)	0,99	0,78	0,05	1,06		0,34	1,71	2,19	0,50	4,26	0,18	1,18	0,74
13.05. 2009			0,00	2,90		1,28							1,28
17.06. - 18.06. 2009			0,82			0,82	5,33	6,67	1,90	3,54		3,01	2,31
30.06. - 02.07. 2009	0,70	1,39	0,00	1,49		0,97	1,80	5,33	0,94	4,53		2,52	1,89
20.07. - 22.07. 2009	4,17	1,42	0,04	1,43	0,00	0,87	3,95	3,30	0,49	6,25		1,69	1,29
19.08. - 22.08. 2009	0,79	0,30	0,04	0,50	0,00	0,29	2,08	3,45	0,45	2,07	0,53	1,14	0,73
10.10. - 14.10. 2009	0,00	0,17	0,02		0,06	0,06	0,47	0,12	0,31		0,11	0,26	0,14
Summe	3,28	2,83	0,63	4,35	0,24	1,50	4,99	4,78	2,19	9,82	1,58	3,42	2,41

Die Dichte der Äsche ist im Mittel über alle Befischungstermine oberhalb und unterhalb von Sachsenburg etwa gleich hoch. Im Gegensatz dazu sind die Dichten bei den Forellen im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt viel geringer als im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt (siehe Tab. 4.9).

Da sich die Dichten im Jahresverlauf stark verändern, ist eine getrennte Betrachtung der einzelnen Befischungstermine erforderlich (siehe Abb. 4.2). In Abb. 4.2 wurde der erste Befischungstermin im Mai aufgrund der abweichenden Befischungsmethodik nicht aufgenommen. Beim zweiten Befischungstermin wurden im schwallbeeinflussten Abschnitt nur Schotterbänke untersucht. Es kann aufgrund der Habitatansprüche eine Unterschätzung der Forellen-Dichte in diesem Bereich angenommen werden.

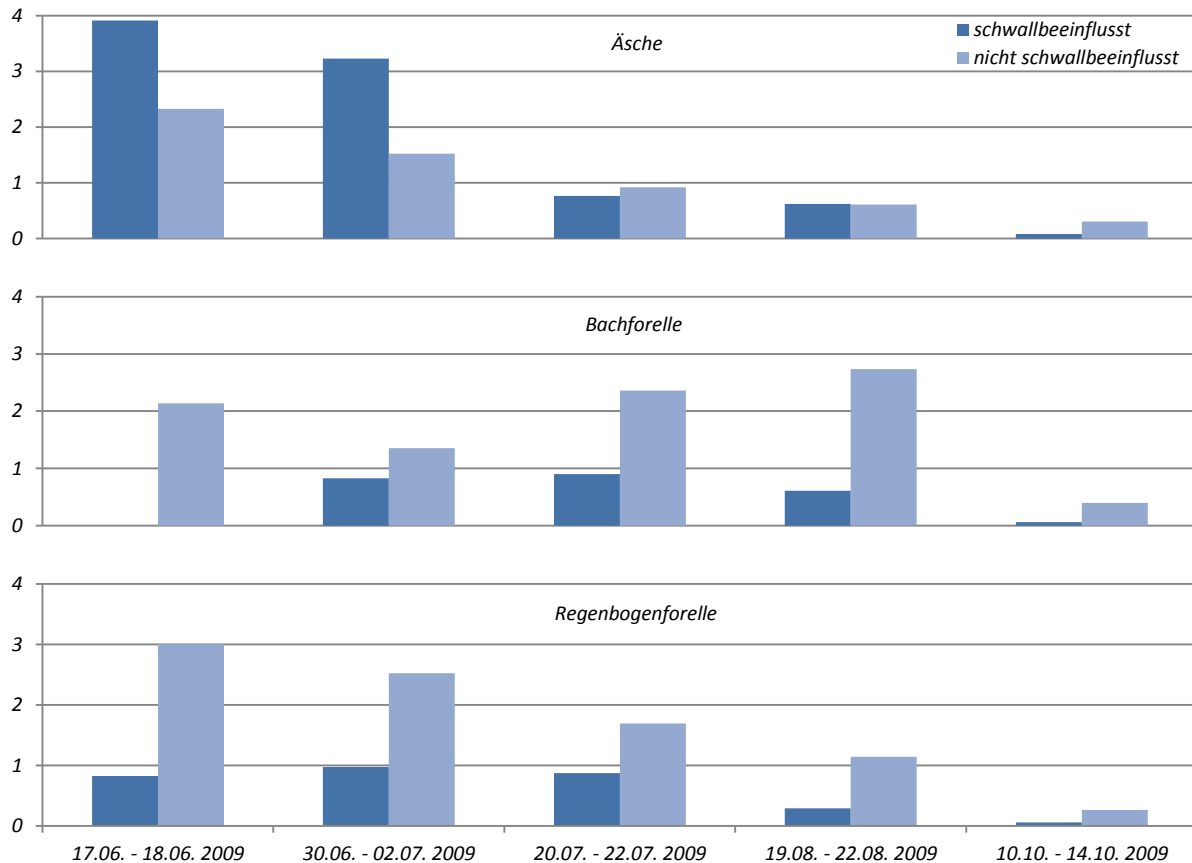


Abb. 4.2: Individuendichte-Entwicklung der 0+-Salmoniden [Individuen/100m²] im Jahresverlauf in der Drau im Jahr 2009

Generell ist eine starke Abnahme der Dichte aller Fischarten mit zunehmendem Alter erkennbar. Dies lässt sich zum Teil auf die natürliche hohe Sterblichkeit der Jungfische zurückführen. Die Bachforelle weist in den Sommermonaten einen leichten Anstieg der Individuendichte auf.

Betrachtet man die Dichten getrennt nach schwallbeeinflussten und nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten, so wird ein Einfluss der Kraftwerkseinleitung auf die Individuendichte erkennbar. Dabei ist auffallend, wie bei der Betrachtung der Verteilung des Gesamtfangs (siehe Abb. 4.1), dass die Äsche anders reagiert als die beiden Forellenarten. Die Äsche weist bei den Untersuchungen im Juni eine höhere Individuendichte im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt als im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt auf. In den Monaten Juli und August sinkt die Dichte jedoch im schwallbeeinflusste Abschnitt auf das Niveau des nicht schwallbeeinflussten Abschnittes. Im Gegensatz dazu ist die Dichte der Forellen durchgehend in den nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten eindeutig höher.

Im Oktober geht die Individuendichte jedoch bei allen untersuchten Fischarten drastisch zurück. Die Äsche sowie die Forellen können sich nur mehr in dem nicht schwallbeeinflussten Abschnitt halten.

Möll: Die Individuendichte der Äsche ist in der Möll im Mittel über alle Befischungstermine und Gewässerabschnitte mit 1,5 Individuen/100m² vergleichsweise hoch (siehe Tab. 4.10). Der hohe Wert wird jedoch vor allem durch die relativ hohen Dichten von lediglich drei aufeinanderfolgenden Schotterbänken im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt im August erreicht.

Im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt sind die Individuendichten wesentlich geringer. Die Dichten im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt erreichten im Oktober generell nur mehr einen Bruchteil der Dichten, die bei der vorangegangenen Befischung ermittelt wurden.

Tab. 4.10: Individuendichte der 0+-Äschen [Individuen/100m²] in der Möll im Jahr 2009

Fischart + Befischungstermin	schwallbeeinflusst						nicht schwallbeeinflusst						Summe
	BW	BU	SB	UF	VSB	Ø	BW	BU	SB	UF	VSB	Ø	
Äsche (Ø)		0,16	0,00		0,57	0,48			4,99		0,64	2,81	1,50
19.08. - 22.08. 2009					1,91	1,91			10,61			10,61	5,52
10.10. - 14.10. 2009		0,16	0,00		0,02	0,03			0,78		0,64	0,69	0,33

Aufgrund der hydromorphologischen Gegebenheiten der Möll und den späten Befischungsterminen wurden die Fische beinahe ausschließlich auf Schotterbänken bzw. versetzten Schotterbänken nachgewiesen.

4.2.3.2 Individuendichte in den vorangegangenen Untersuchungen

Aus den vorangegangenen Untersuchungen des Instituts für Hydrobiologie wurden nur Daten für die Äsche herangezogen. Aufgrund anderer Zielsetzungen der vorangegangenen Untersuchungen in der Drau liegen nicht für alle Kategorien Werte vor. So wurden beispielsweise im Jahr 1999 keine schwallbeeinflussten Strecken befischt.

Im Mittel über alle Befischungstermine der vorangegangenen Untersuchungen und alle Gewässerabschnitte beträgt die Dichte der Äsche 0,61 Individuen/100m² (siehe Tab. 4.11). Auffallend sind die relativ hohen Werte, die im Jahr 2003 ermittelt wurden. Dieses Phänomen der hohen Fischdichten trat überregional bei mehreren Fischarten auf. Die hohen Dichten lassen sich wahrscheinlich auf besonders günstige hydrologische und klimatische Bedingungen im Jahr 2003 zurückführen.

Tab. 4.11: Individuendichte der 0+-Äschen [Individuen/100m²] in der Drau in den vorangegangenen Untersuchungen

Fischart + Befischungstermin	schwallbeeinflusst					nicht schwallbeeinflusst						Summe	
	BW	BU	SB	UF	VSB	Σ	BW	BU	SB	UF	VSB		Σ
Äsche (Σ)	0,14	0,52	0,84		0,07	0,35	0,16	2,92	1,47	0,79	0,07	0,73	0,61
11. 1998	0,11		0,25			0,19	0,10	0,82	0,34			0,30	0,26
07. 1999							0,69	15,64	1,37	0,92		1,28	1,28
09. 1999							0,35	0,89	1,11	0,26		0,83	0,83
10. 2002	0,25	0,14	1,14		0,07	0,23	0,21	2,36	4,31		0,07	0,66	0,54
07. 2003	1,23	4,21	15,22			9,83	1,21	28,22	24,42	1,33		18,30	15,17
11. 2006	0,12		0,53			0,22	0,11	6,15	1,34			0,42	0,33

Nach chronologischer Anordnung der Fangmonate ist wie im Datensatz von 2009 erkennbar, dass die Dichte im Sommer deutlich höher ist als im Herbst bzw. Winter (siehe Abb. 4.3) Es darf dabei aber nicht außer Acht gelassen werden, dass sich die Daten auf unterschiedliche Jahre beziehen.

Analog zum Jahr 2009 ist die Individuendichte der Fische im Spätsommer bzw. im Herbst im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt wesentlich geringer als im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt. Im Ausnahmejahr 2003 gilt dies auch für den Monat Juli. Aus dem Jahr 1999 liegen keine Vergleichswerte von schwallbeeinflussten Strecken vor.

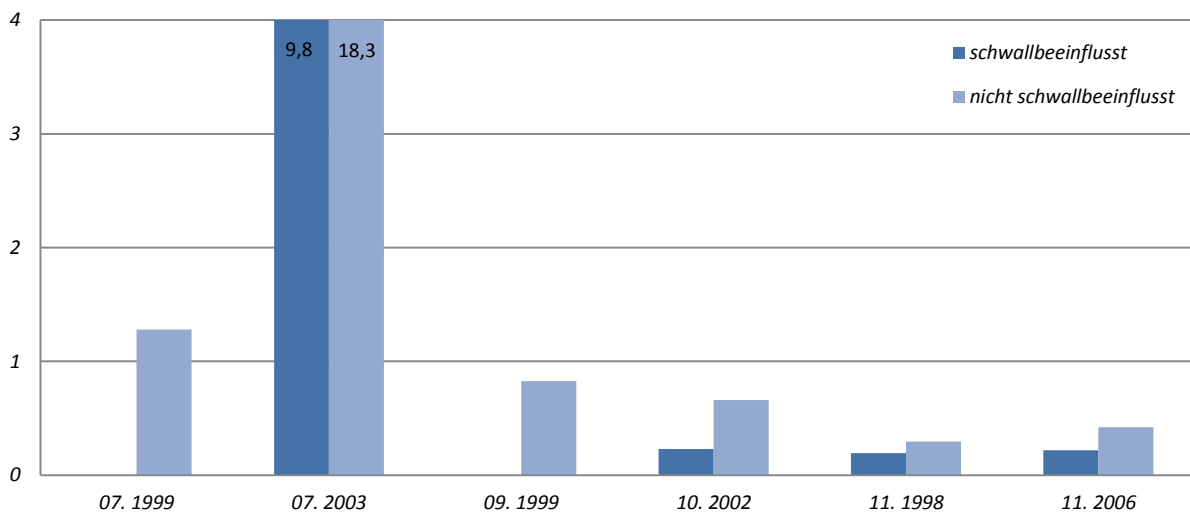


Abb. 4.3: Individuendichte der 0+-Äschen [Individuen/100m²] in der Drau in chronologischer Anordnung der Fangmonate

4.2.3.3 Statistische Analysen zur Individuendichte

Neben der deskriptiven Statistik wurden mit den gewonnenen Daten auch Berechnungen im Bereich der Signifikanzbeurteilung durchgeführt. Für die statistischen Berechnungen wurden alle vorhandenen Daten verwendet. Das Signifikanzniveau beträgt bei allen Analysen 0,05.

U-Test: Der festgestellte Unterschied der Individuendichten zwischen schwallbeeinflussten und nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten wurde mithilfe eines U-Tests (Wilcoxon-Mann-

Whitney-Test) überprüft. Der U-Test erfordert keine Normalverteilung und keine Varianzhomogenität und wurde daher dem t-Test vorgezogen.

Es wurden die Individuendichten, getrennt nach Gewässer (Drau und Möll), Fischart und Befischungs-termin, im Hinblick auf den Schwallenfluss analysiert. Die Dichten im schwallbeeinflussten Gewässer- abschnitt wurden also den Dichten im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt gegenübergestellt. Bei dem üblichen Signifikanzniveau von 0,05 konnte jedoch kein statistischer Unterschied zwischen den beiden Gewässerabschnitten in Bezug auf die Individuendichte festgestellt werden.

ANOVA: Um herauszufinden, welche Faktoren einen Einfluss auf die Dichte haben, wurde eine ANOVA (univariante Varianzanalyse) mit der Individuendichte als abhängige Variable durchgeführt (siehe Tab. 4.12).

Tab. 4.12: Ergebnisse der ANOVA mit der Individuendichte als abhängiger Variable und mehreren Faktoren

Faktoren	Quadratsumme vom Typ III	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
Korrigiertes Modell	3408,89 (a)	15,00	227,26	4,43	0,00
Konstanter Term	141,47	1,00	141,47	2,76	0,10
Gewässer	0,06	1,00	0,06	0,00	0,97
Fischart	224,04	2,00	112,02	2,18	0,12
Schwallenfluss	73,58	1,00	73,58	1,43	0,23
Befischungstermin	3171,678	11,00	288,33	5,62	0,00
Fehler	7697,70	150,00	51,32		
Gesamt	12336,06	166,00			
Korrigierte Gesamtvariation	11106,59	165,00			

(a) R-Quadrat = ,307 (korrigiertes R-Quadrat = ,238)

Entsprechend dem Ergebnis der ANOVA hat nur der Befischungstermin einen signifikanten Einfluss auf die Individuendichte mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,00.

Mit einer weiteren ANOVA wurde der Einfluss der Struktur auf die Individuendichte untersucht. Im Gegensatz zur vorangegangenen Varianzanalyse beruht die ANOVA mit der Struktur als Faktor nicht auf originalen Messdaten sondern auf einem Datensatz aus Mittelwerten (siehe Tab. 4.13).

Tab. 4.13: Ergebnisse der ANOVA mit der Individuendichte als abhängige Variable und der Struktur als Faktor

Individuendichte x Struktur	Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
Zwischen den Gruppen	345,50	5,00	69,10	1,03	0,40
Innerhalb der Gruppen	10761,09	160,00	67,26		
Insgesamt	11106,59	165,00			

Zusammenhangsmaße: Eta = ,176; Eta-Quadrat = ,031

Bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,40 gibt es keinen statischen Einfluss der Strukturen auf die Dichte.

Post-Hoc-Test: Da lediglich der Befischungstermin einen statistisch nachweisbaren Einfluss auf die Individuendichte hat (siehe Tab. 4.12), wurden Post-Hoc-Tests zu diesem Faktor durchgeführt. Beim Post-Hoc-Test werden paarweise Vergleiche zwischen den einzelnen Befischungsterminen und ihren mittleren Individuendichten angestellt. Für jedes Paar wird eine empirische Irrtumswahrscheinlichkeit berechnet, die den statistischen Unterschied der Mittelwerte der Individuendichte jedes Elements angibt.

Um die Anzahl der zu vergleichenden Paare zu reduzieren und eine breitere Basis für die Mittelwerte zu erhalten, wurden die Befischungstermine in Jahreszeiten zusammengefasst (siehe Tab. 4.14).

Tab. 4.14: Zusammensetzung der im Post-Hoc-Test verwendeten Jahreszeiten aus den Befischungsterminen

Jahreszeit	Aggregierte Befischungstermine			
Frühling	05. 2009			
Frühsommer	06. 2009	06/07. 2009		
Sommer	07. 1999	07. 2003	07. 2009	
Spätsommer	09. 1999	08. 2009		
Herbst	11. 1998	11. 2006	10. 2002	10. 2009

Der Post-Hoc-Test wurde getrennt nach Gewässer (Drau und Möll), Fischart und den unterschiedlich durch Schwall beeinflussten Gewässerabschnitten durchgeführt. Die nachstehende Tabelle zeigt nur jenen Ausschnitt des Post-Hoc-Test-Ergebnisses der signifikante Unterschiede aufweist (siehe Tab. 4.15).

Tab. 4.15: Ausschnitt des Ergebnisses des Post-Hoc-Tests mit der Individuendichten [Individuen/100m²] als abhängige Variable

Gewässer	Fischart	Gewässer- abschnitt	Jahreszeit (I)	Jahreszeit (J)	Mittlere Differenz (I-J)	Signifikanz
Drau	Äsche	schwall- beeinflusst	Frühling	Frühsommer	62,41(*)	0,00
				Sommer	61,57(*)	0,00
				Spätsommer	64,86(*)	0,00
				Herbst	65,08(*)	0,00

Basiert auf beobachteten Mittelwerten.

(*) Die mittlere Differenz ist auf der Stufe ,05 signifikant.

Obwohl ein Einfluss der Jahreszeit auf die Dichte klar erkennbar ist (siehe Kapitel 4.2.3.1 und 4.2.3.2) und sich durch die hohe natürliche Sterblichkeit der Jungfische erklären lässt, unterscheiden sich die einzelnen Jahreszeiten hinsichtlich ihrer Dichte in den meisten Fällen nicht signifikant. Lediglich beim Vergleich der einzelnen Jahreszeiten mit dem Frühlingstermin (05. 2009) konnten statistisch nachweisbare Unterschiede festgestellt werden. Die Individuendichte im Mai wurde unmittelbar nach dem Emergieren der jungen Äschen ermittelt und ist deshalb relativ hoch (siehe Tab. 4.6).

4.2.4 Längenhäufigkeitsverteilung

Die Totallänge der gefangenen Fische (siehe Kapitel 4.2.2) wurde auf mm genau gemessen. Mit diesen Daten und der Angabe des Fangortes konnten Längenhäufigkeitsverteilungen ermittelt werden. Die folgenden Längenfrequenzdiagramme geben Aufschluss über die Verteilung einzelner Größenklassen im Gewässer. Neben einer Unterscheidung in schwallbeeinflusste und nicht schwallbeeinflusste Gewässerabschnitte wurden auch getrennte Längenverteilungen für die einzelnen Strukturen angestellt.

Um die unterschiedlichen Kategorien bezüglich ihrer Längenhäufigkeitsverteilung aussagekräftig vergleichen zu können, wurden für die Längenfrequenzdiagramme standardisierte Werte herangezogen. Dazu wurde die Anzahl der Fische jeder Größenklasse durch die befischte Fläche in m² (siehe Kapitel 4.2.1) dividiert. Dieser Vorgang erfolgte für jede Kategorie. Um eine einfachere Lesbarkeit zu gewährleisten, wurden die standardisierten Werte mit dem Faktor 10.000 multipliziert.

Durch die Berechnung von standardisierten Werten geben die Längenfrequenzdiagramme keine Auskunft mehr über die tatsächlichen Häufigkeiten der einzelnen Fischlängen. Da jedoch der Vergleich zwischen den Kategorien im Vordergrund steht, ist die Betrachtung von Einzelwerten nebensächlich.

Entsprechend den gefangenen Fischarten wurden die Längenhäufigkeitsverteilungen nur für den 0+-Jahrgang der Äsche, Bach- und Regenbogenforelle ermittelt. Für die Möll bzw. die vorangegangenen Untersuchungen erfolgten lediglich Berechnungen zur Äsche.

4.2.4.1 Längenhäufigkeitsverteilung im Jahr 2009

Aufgrund der unterschiedlichen Charakteristik wurden Drau und Möll getrennt behandelt.

Drau: Die durchschnittliche Länge der gefangenen Äschen beträgt im Mittel über alle Befischungstermine ca. 49 mm (siehe Tab. 4.16). Da beim ersten Befischungstermin keine Fischlängen aufgenommen wurden, fehlen diese Werte in Tab. 4.16. Auffallend ist, dass die Äsche im Mittel in den schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten größer ist, als in den nicht schwallbeeinflussten Abschnitten. Lediglich der Befischungstermin Mitte Juli weicht von diesem Muster ab. Die Forellen sind ihrer Art entsprechend größer als die Äsche und weisen keinen auffallenden Größenunterschied in den beiden Gewässerabschnitten auf.

Tab. 4.16: Mittelwerte der Fischlängen [mm] der gefangenen 0+-Salmoniden in der Drau im Jahr 2009

Befischungstermin	Äsche			Bachforelle			Regenbogenforelle		
	schwallbeeinflusst	nicht schwallb.	Mittelwert	schwallbeeinflusst	nicht schwallb.	Mittelwert	schwallbeeinflusst	nicht schwallb.	Mittelwert
17.06. - 18.06. 2009	32,1	28,0	29,8		45,5	45,5	36,3	36,3	36,3
30.06. - 02.07. 2009	36,1	27,0	32,4	53,2	52,1	52,4	34,7	35,5	35,3
20.07. - 22.07. 2009	45,9	50,7	48,6	57,7	58,3	58,1	46,5	40,2	42,2
19.08. - 22.08. 2009	69,8	63,4	66,5	74,0	74,0	74,0	60,7	57,8	58,4
10.10. - 14.10. 2009	99,9	96,7	97,6	101,5	90,4	92,4	104,6	90,4	93,8
Mittelwert	47,7	50,5	49,1	65,1	66,5	66,2	50,0	46,4	47,3

Zur grafischen Darstellung der Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche in beiden Gewässerabschnitten wurden Längenfrequenzdiagramme erstellt (siehe Abb. 4.4).

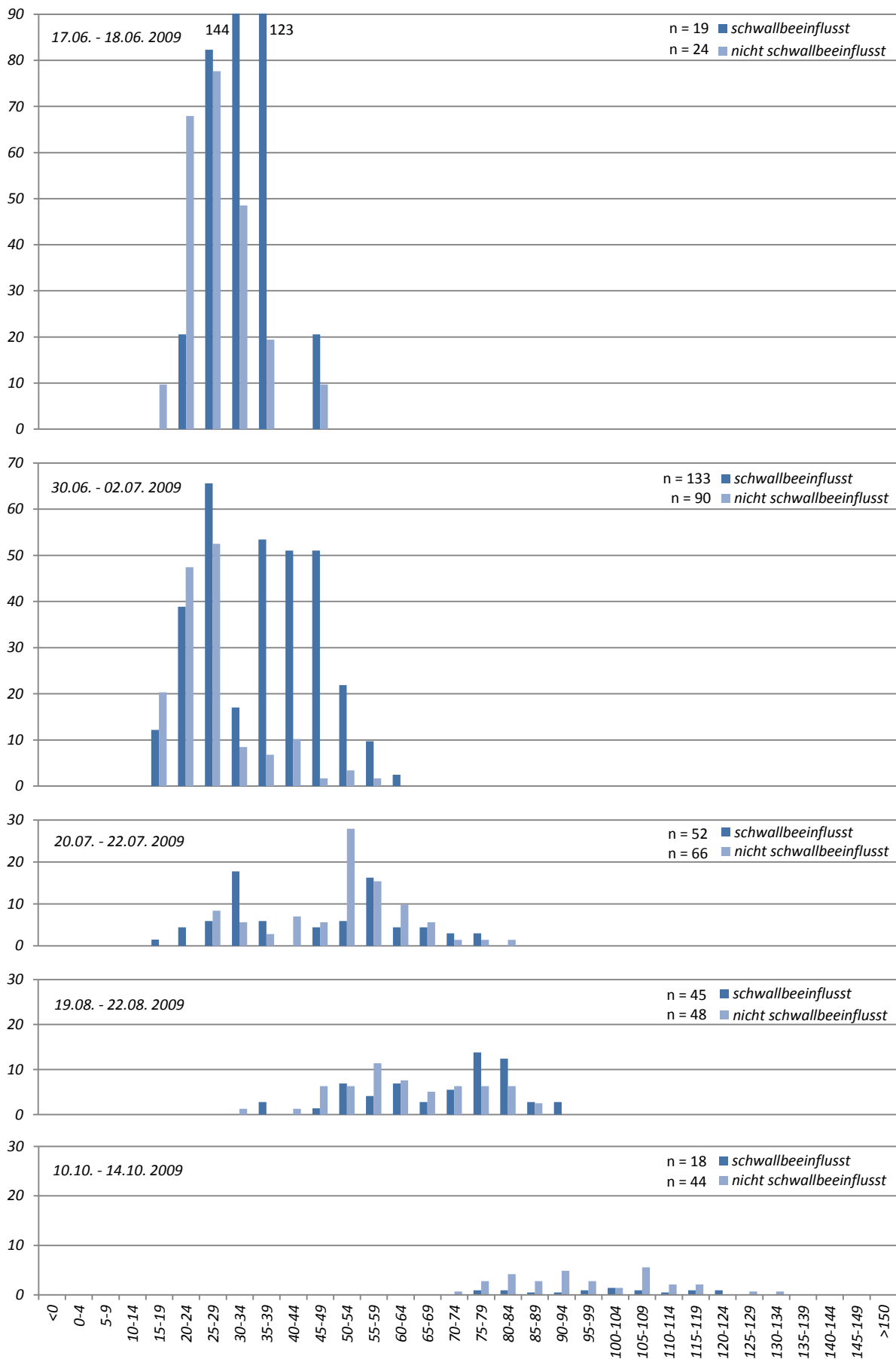


Abb. 4.4: Längenfrequenzdiagramm der 0+-Äschen in der Drau im Jahr 2009
 [standardisierte Individuenanzahl auf befischte Fläche, 10.000-fach überhöht]
 Die Zahlen vor der Legende (n) geben die Anzahl der Individuen für den betreffenden Abschnitt an.

Neben dem raschen Rückgang der Dichte (siehe Kapitel 4.2.3) zeigt sich im Längenfrequenzdiagramm, wie in der vorangehenden Tabelle (siehe Tab. 4.16), dass die Fische im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt größer sind als im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt.

Darüber hinaus weisen die Längenfrequenzdiagramme der einzelnen Befischungsterminen unterschiedliche Auffälligkeiten auf:

Befischungstermin Juni: In dem Längenfrequenzdiagramm ist eine hohe Anzahl relativ großer Äschen zu erkennen, die bei den darauffolgenden Befischungsterminen in dieser Häufigkeit nicht mehr nachgewiesen werden konnten.

Die betreffenden Fische wurden alle in unmittelbarer Nachbarschaft in der Maßnahme Rosenheim gefangen. Die Fische stammen dabei im Wesentlichen von einem langen flachen Ufer mit Buchtstrukturen. Das Prallufer wurde in diesem Bereich im Zuge einer Revitalisierungsmaßnahme aufgeweitet. Die Baggerarbeiten dazu wurden erst wenige Tagen vor der Befischung beendet.

Als mögliche Erklärung für das weitgehende Verschwinden der Äschen in Rosenheim könnte das Hochwasser vom 20. Juli in Frage kommen (siehe Kapitel 4.2.6).

Befischungstermine Juli: Das Längenfrequenzdiagramm des Juli-Termins weist zwei Spitzen auf, die zwei getrennte Laichschübe erahnen lassen. In den Längenfrequenzdiagrammen der angrenzenden Befischungstermine sind die zwei Spitzen ebenfalls zu erkennen.

Da der zweite Laichschub im Juli entsprechend dem Längenfrequenzdiagramm im schwallbeeinflussten Abschnitt stärker ausgeprägt ist, wird der Mittelwert der Fischlänge durch die frisch emergierten Äschen in diesem Abschnitt nach unten gedrückt (siehe Tab. 4.16). Bei den nächsten Befischungsterminen flachen die Spitzen im Längenfrequenzdiagramm immer weiter ab und der Effekt eines stärker ausgeprägten zweiten Laichschubs im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt wirkt sich in den Mittelwerten der Fischlänge nicht mehr aus.

Befischungstermin August: Im August sind die zwei Spitzen der beiden Laichschübe nur mehr schwach ausgeprägt.

Befischungstermin Oktober: Der verhältnismäßig hohe Rückgang der Äschen sämtlicher Größenklassen im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt fällt mit dem Anstieg des relativen Schwall auf über 100% zusammen (siehe Kapitel 4.2.7).

Im Gegensatz zur Äsche unterscheiden sich die Längenhäufigkeitsverteilungen der beiden Forellenarten zwischen den Gewässerabschnitten kaum (siehe Abb. 4.5). In Abb. 4.5 wurde die ersten zwei Befischungstermine aufgrund der abweichenden Befischungsmethodik nicht aufgenommen. Da Bachforelle und Regenbolle annähernd die gleichen Verteilungen aufweisen (siehe Tab. 4.16), wurde das Längenfrequenzdiagramm nur für eine Fischart dargestellt.

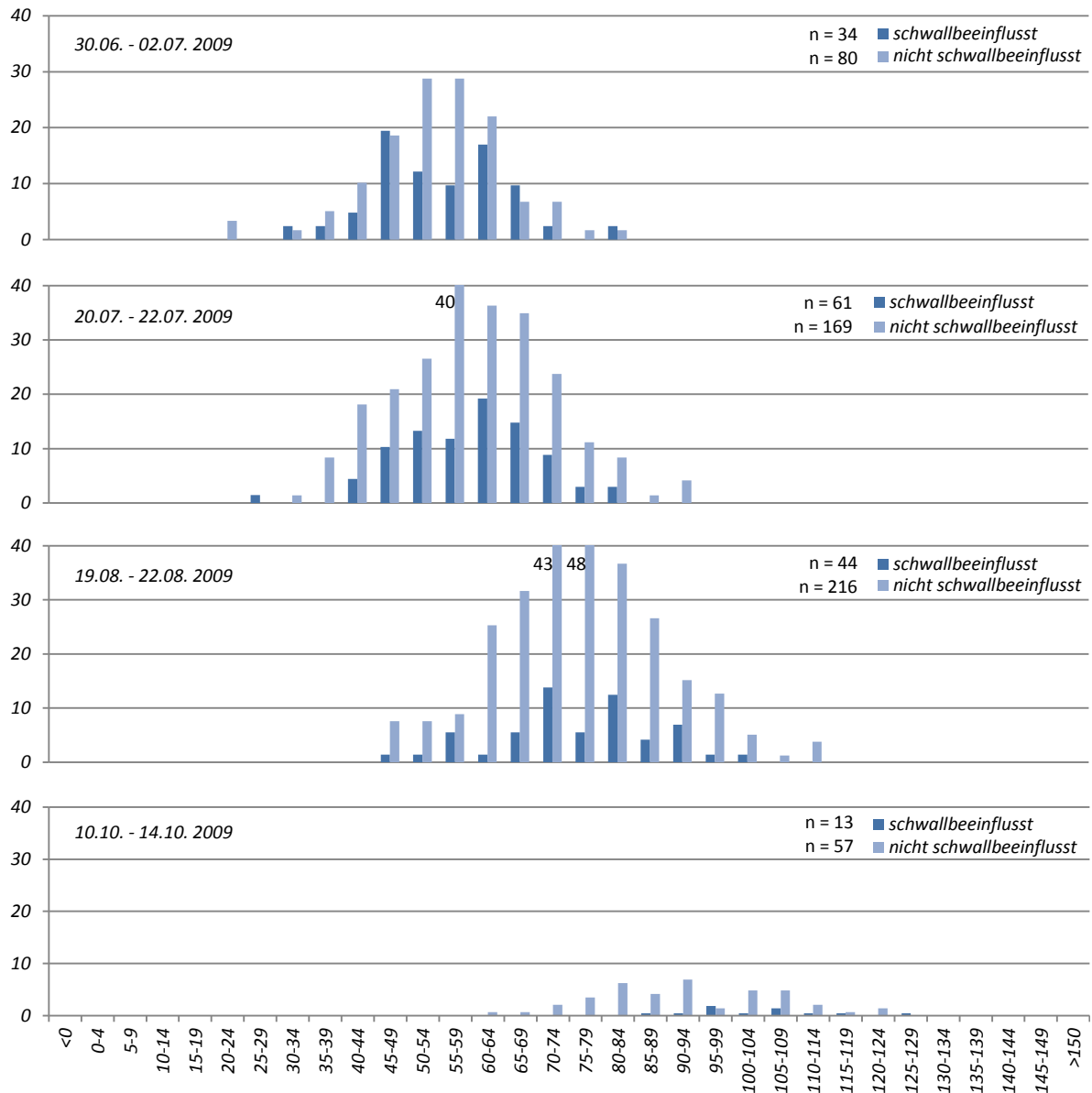


Abb. 4.5: Längenfrequenzdiagramm der 0+-Bachforellen in der Drau im Jahr 2009
 [standardisierte Individuenanzahl auf befischte Fläche, 10.000-fach überhöht]
 Die Zahlen vor der Legende (n) geben die Anzahl der Individuen für den betreffenden Abschnitt an.

In den einzelnen Längenhäufigkeitsverteilungen der Bachforelle zeigt sich, dass die schwallbeeinflussten Gewässerabschnitte deutlich individuenärmer sind.

Der markante Größenunterschied der Fische zwischen den Gewässerabschnitten, wie er bei der Äsche vorkommt, ist bei den Forellenarten jedoch nicht gegeben.

Möll: Vergleicht man die Mittelwerte der Fischlängen der Äsche aus der Möll (siehe Tab. 4.17) mit den Werten aus der Drau (siehe Tab. 4.16), so lassen sich deutliche Größenunterschiede feststellen. Die gefangenen Äschen waren beim Befischungstermin im August in der Drau im Mittel ca. 67 mm lang. Beim selben Befischungstermin waren die Fische in der Möll mit ca. 75 mm deutlich größer.

Tab. 4.17: Mittelwerte der Fischlängen [mm] der 0+ Äschen in der Möll im Jahr 2009

Befischungstermin	schwallbeeinflusst	nicht schwallb.	Mittelwert
19.08. - 22.08. 2009	75,6	74,4	74,6
10.10. - 14.10. 2009	93,0	95,7	95,6
Mittelwert	76,5	78,5	78,1

Der Größenunterschied zugunsten der Fische in der Möll lässt sich beim darauffolgenden Befischungstermin im Oktober nicht mehr nachweisen.

Die Äsche ist in der Drau zwischen den beiden Befischungsterminen im Mittel ca. 47 % (ca. 31 mm) gewachsen. Die Fische in der Möll konnten hingegen im selben Zeitraum nur um ca. 28 % (ca. 21 mm) wachsen. Das relativ geringe Wachstum der Äschen in der Möll ist im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt stärker ausgeprägt (siehe Abb. 4.6).

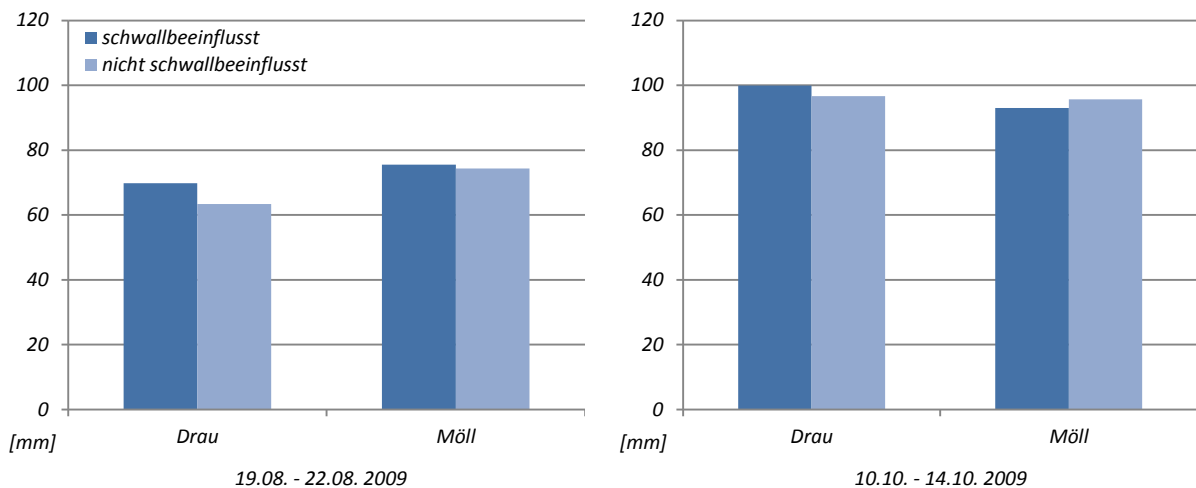


Abb. 4.6: Mittelwerte der Fischlängen [mm] der 0+Äschen im Vergleich zwischen Drau und Möll

In der Möll wurden beinahe alle Äschen ausschließlich auf Schotterbänken bzw. versetzten Schotterbänken nachgewiesen. Bucht- und Uferstrukturen sind aufgrund der Gewässercharakteristik in der Möll nur selten vorhanden. Aus diesem Grund wurden keine vergleichenden Untersuchungen zu den Fischlängen in den einzelnen Strukturen vorgenommen.

Das relativ geringe Wachstum der Äsche in der Möll legt die Vermutung nahe, dass es sich bei den gefangenen Fischen um besetzte Äschen handelt.

4.2.4.2 Längenhäufigkeitsverteilung in den vorangegangenen Untersuchungen

Die Daten aus den Aufnahmen im Jahr 2009 wurden mit den Daten der vorangegangenen Untersuchungen des Instituts für Hydrobiologie auch hinsichtlich der Längenhäufigkeitsverteilung verglichen.

Tab. 4.18: Mittelwerte der Fischlängen [mm] der 0+-Äschen in der Drau in den vorangeg. Untersuchungen

Befischungstermin	schwallbeeinflusst	nicht schwallb.	Mittelwert
11. 1998	109,4	105,2	106,1
07. 1999		51,6	51,6
09. 1999		89,4	89,4
10. 2002	111,0	108,3	108,5
07. 2003	62,8	60,3	60,9
11. 2006	112,0	99,0	102,4
Mittelwert	77,9	83,8	82,7

Bei einer Gegenüberstellung der Fischlängen ist nur ein Vergleich zwischen Daten zulässig, die im selben Monat erhoben wurden. Die Mittelwerte der Fischlängen liegen beim Datensatz aus den vorangegangenen Untersuchungen in etwa im gleichen Größenbereich wie bei den Daten im Jahr 2009 (siehe Tab. 4.18).

Auf die Darstellung von Längenfrequenzdiagrammen wurde bei den Daten aus den vorangegangenen Untersuchungen verzichtet. Die Längenhäufigkeits-

verteilungen aus den Daten entsprechen in etwa der Verteilung im Jahr 2009. Abgesehen von den Befischungsterminen im Jahr 1999, die zwei schwach ausgeprägte Spitzen in den Längenfrequenzdiagrammen aufweisen, konnte das Vorkommen von mehreren Laichschüben in den anderen Untersuchungsjahren nicht mehr festgestellt werden. Die geringen Dichten der Äschen in den schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten im Herbst zeigen sich auch in den Daten der vorangegangenen Untersuchungen.

Die Mittelwerte der Fischlängen im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt wurde den Fischlängen im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt gegenübergestellt (siehe Abb. 4.7). Für das Jahr 1999 liegen keine Vergleichswerte vor, da bei dieser Untersuchung keine schwallbeeinflussten Strecken befischt wurden. Im Diagramm wurden die einzelnen Befischungen nach Monaten geordnet und die Werte aus dem Untersuchungsjahr 2009 hinzugefügt.

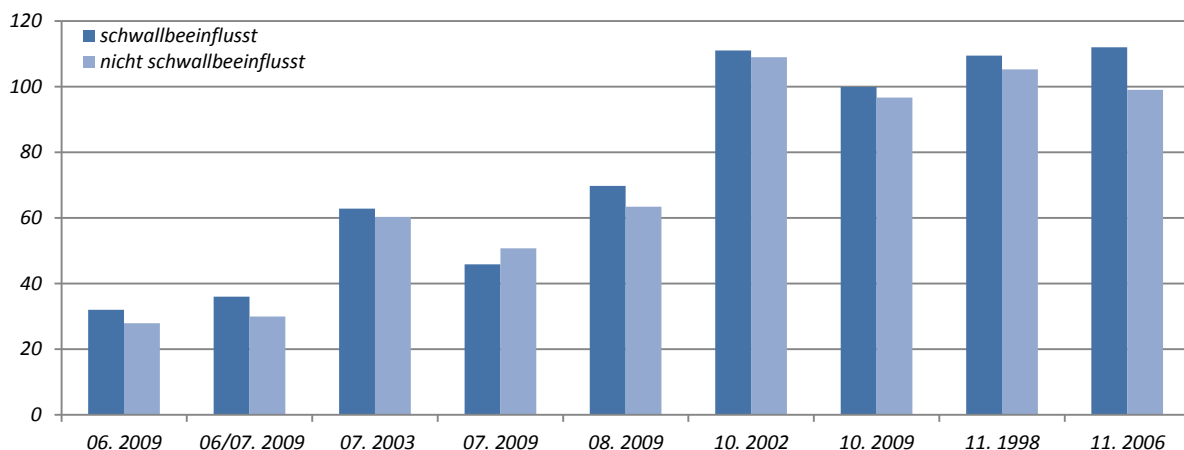


Abb. 4.7: Vergleich der Mittelwerte der Fischlängen [mm] der Äsche in der Drau über alle Befischungstermine

Wie im Jahr 2009 konnte bei allen Befischungsterminen der vorangegangenen Untersuchungen ein Größenunterschied zwischen Fischen im schwallbeeinflussten und Fischen im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt festgestellt werden. Die Fische sind im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt durchwegs größer. Die einzige Ausnahme stellt der Befischungstermin im Juli 2009 dar. Die Verteilung der Fische aus dem Datensatz der vorangegangenen Untersuchungen zeigt in Bezug auf

die mittlere Fischlänge in den einzelnen Strukturen kein so deutliches Muster wie die Verteilung im Jahr 2009.

4.2.4.3 Statistische Analysen zur Längenhäufigkeitsverteilung

Die Analysen geben statistische Signifikanzanalysen zu den Ergebnissen aus den Kapiteln 4.2.4.1 und 4.2.4.2 an.

U-Test: Der Unterschied der mittleren Fischlänge der Äsche zwischen den beiden Gewässerabschnitten wurde mithilfe eines U-Tests (Wilcoxon-Mann-Whitney-Test) überprüft.

Tab. 4.19: U-Test für die Fischlänge der Äsche in beiden Abschnitten

Befischungstermin	Statistik für Test (b)	Signifikanz
11. 1998	Mann-Whitney-U	2606,000
	Wilcoxon-W	15809,000
	Z	-2,757
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,006
10. 2002	Mann-Whitney-U	7444,500
	Wilcoxon-W	111640,500
	Z	-,935
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,350
07. 2003	Mann-Whitney-U	41305,500
	Wilcoxon-W	192830,500
	Z	-2,548
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,011
11. 2006	Mann-Whitney-U	6366,000
	Wilcoxon-W	40296,000
	Z	-6,699
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,000
17.06. - 18.06. 2009	Mann-Whitney-U	126,500
	Wilcoxon-W	426,500
	Z	-2,488
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,013
30.06. - 02.07. 2009	Mann-Whitney-U	3095,000
	Wilcoxon-W	7190,000
	Z	-6,122
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,000
20.07. - 22.07. 2009	Mann-Whitney-U	1456,500
	Wilcoxon-W	2834,500
	Z	-1,407
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,159
19.08. - 22.08. 2009	Mann-Whitney-U	779,000
	Wilcoxon-W	1955,000
	Z	-2,315
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,021
10.10. - 14.10. 2009	Mann-Whitney-U	346,500
	Wilcoxon-W	1336,500
	Z	-,768
	Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,442

Gruppenvariable (b): Schwalleinfluss

Der U-Test erfordert keine Normalverteilung und keine Varianzhomogenität und wurde daher dem t-Test vorgezogen.

Die mittleren Fischlängen der Äschen wurden, getrennt nach Befischungstermin im Hinblick auf den Schwalleinfluss, analysiert (siehe Tab. 4.19). Die Fischlängen im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt wurden also den Fischlängen im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt gegenübergestellt. Die Werte beziehen sich dabei ausschließlich auf die Drau und nur auf die Äsche.

Bei dem Signifikanzniveau von 0,05 konnte bei den meisten Befischungsterminen ein statistischer Unterschied zwischen den beiden Gewässerabschnitten in Bezug auf die Fischlänge festgestellt werden.

Höchstsignifikante Unterschiede zeigten sich bei Terminen 11. 2006 und 30.06. - 02.07. 2009.

Bei einigen Befischungsterminen, wie beispielsweise 1998, 2003 und im Juni 2009, sind die Ergebnisse der ANOVA ebenfalls hoch signifikant.

4.2.5 Längen/Gewichts-Korrelation

Im Jahr 2009 wurde das Gewicht der gefangenen Äschen auf 0,01 g genau bestimmt. Die Gewichtsmessungen wurden aus methodischen Gründen nur bei den Befischungsterminen Ende Juli, August und Oktober durchgeführt. Aus den vorangegangenen Untersuchungen des Instituts für Hydrobiologie liegen keine Gewichtsdaten vor.

Da neben dem Gewicht auch die Länge der Fische und der Fangort aufgenommen wurden, lassen sich Korrelationen zwischen Länge und Gewicht der Äschen berechnen und Vergleiche zwischen den beiden Gewässern bzw. Gewässerabschnitten anstellen.

4.2.5.1 Korrelation

Das Maß für den Grad des Zusammenhangs zwischen Länge und Gewicht der Äschen wurde mit der Korrelation nach Pearson ermittelt. Das Verfahren setzt normalverteilte und intervallskalierte Merkmale voraus. Die Berechnungen wurden paarweise, getrennt nach Drau und Möll und den unterschiedlich durch Schwall beeinflussten Gewässerabschnitten, durchgeführt (siehe Tab. 4.20).

Tab. 4.20: Korrelation von Länge und Gewicht der gefangenen Äschen im Jahr 2009

Gewässer	Gewässerabschnitt			Länge [mm]	Gewicht [g]
Drau	schwallbeeinflusst	Länge [mm]	Korrelation nach Pearson	1	,921(*)
			Signifikanz (2-seitig)		,000
			N	102	102
		Gewicht [g]	Korrelation nach Pearson	,921(*)	1
			Signifikanz (2-seitig)	,000	
			N	102	102
	nicht schwallbeeinflusst	Länge [mm]	Korrelation nach Pearson	1	,951(*)
			Signifikanz (2-seitig)		,000
			N	126	126
		Gewicht [g]	Korrelation nach Pearson	,951(*)	1
			Signifikanz (2-seitig)	,000	
			N	126	126
Möll	schwallbeeinflusst	Länge [mm]	Korrelation nach Pearson	1	,977(*)
			Signifikanz (2-seitig)		,000
			N	37	37
		Gewicht [g]	Korrelation nach Pearson	,977(*)	1
			Signifikanz (2-seitig)	,000	
			N	37	37
	nicht schwallbeeinflusst	Länge [mm]	Korrelation nach Pearson	1	,966(*)
			Signifikanz (2-seitig)		,000
			N	171	171
		Gewicht [g]	Korrelation nach Pearson	,966(*)	1
			Signifikanz (2-seitig)	,000	
			N	171	171

(*) Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Das Zusammenhangsmaß der beiden Merkmale kann bei der Korrelation nach Pearson Werte zwischen -1 und +1 annehmen. Die Korrelationswerte liegen in Drau und Möll knapp unter 1, was einen hohen linearen Zusammenhang zwischen Länge und Gewicht bedeutet. (Bei Korrelationskoeffizienten, die den Wert 0 aufweisen, liegt kein Zusammenhang zwischen den untersuchten Merkmalen vor.)

Neben der Berechnung der Korrelationskoeffizienten über alle Befischungstermine wurden auch Berechnungen für die einzelnen Termine, an denen Fische gewogen wurden, durchgeführt. Der Grad des Zusammenhangs zwischen Länge und Gewicht liegt dabei in derselben Größenordnung wie in Tab. 4.20.

4.2.5.2 Kurvenanpassung

Mit der statistischen Methode der Kurvenanpassung werden für die Reihe der Messdaten (Länge und Gewicht) die Parameter der vorgegebenen Funktionen bestimmt bzw. geschätzt. Ziel der Kurvenanpassung ist, dass sich das endgültige Modell bzw. die Funktion den Daten bestmöglich anpasst.

Für die Kurvenanpassung von Länge und Gewicht der Äsche wurden unterschiedliche Gleichungen herangezogen, die anhand des Bestimmtheitsmaßes (R^2) untereinander verglichen wurden (siehe Tab. 4.21). Das Bestimmtheitsmaß ist dabei ein Maß für den erklärten Anteil der Varianz der abhängigen Variable (also des Gewichts) durch das Modell.

Tab. 4.21: Kurvenanpassung für Länge und Gewicht der Äsche im Jahr 2009

Gewässer	Gleichung	Modellzusammenfassung					Parameterschätzer			
		R-Quadrat	F	FG 1	FG 2	Sig.	Konstante	b1	b2	b3
Drau	Linear	,876	1596,074	1	226	,000	-5,631	,131		
	Quadratisch	,983	6627,285	2	225	,000	2,359	-,116	,002	
	Kubisch	,986	5310,529	3	224	,000	-,683	,034	-,001	1,03E-005
	Potenzfunktion	,990	22923,837	1	226	,000	4,84E-006	3,104		
	Exponentiell	,937	3370,818	1	226	,000	,080	,047		
Möll	Linear	,936	3037,820	1	206	,000	-6,981	,141		
	Quadratisch	,960	2480,234	2	205	,000	,731	-,060	,001	
	Kubisch	,960	2480,234	2	205	,000	,731	-,060	,001	,000
	Potenzfunktion	,965	5625,848	1	206	,000	1,12E-005	2,918		
	Exponentiell	,945	3558,830	1	206	,000	,186	,038		

Abhängige Variable: Gewicht [g]
 Unabhängige Variable: Länge [mm]

Bei den untersuchten Gleichungen für die Kurvenanpassung weist die Potenzfunktion das höchste Bestimmtheitsmaß in beiden Gewässern auf. Das heißt, dass sich die Beziehung zwischen Länge und Gewicht der Äsche am besten mit einer Potenzfunktion beschreiben lässt.

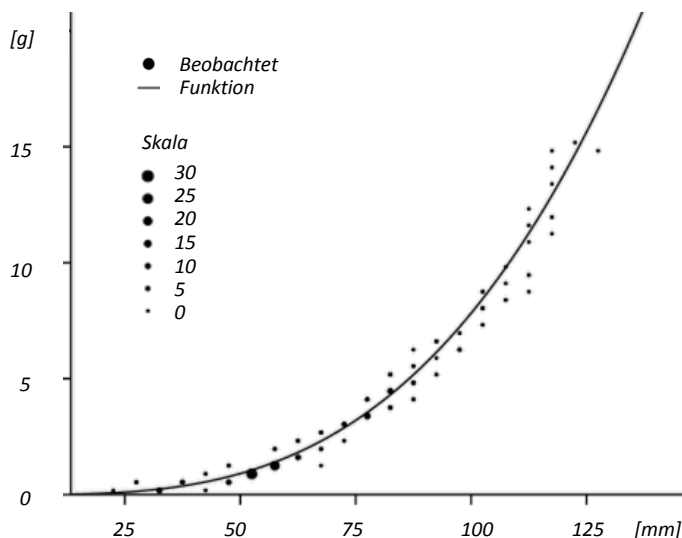


Abb. 4.8: Kurvenanpassung mit Potenzfunktion für die Drau im Jahr 2009

Die Kurvenanpassung mit der Potenzfunktion wurde in der nebenstehenden Abbildung graphisch dargestellt (siehe Abb. 4.8). Die Verteilung der beobachteten Messwerte zeigt, dass mit zunehmender Größe der Fische die Streuung um die Potenzfunktion zunimmt.

Berechnet man die Potenzfunktionen für Länge und Gewicht der gefangenen Äsche getrennt nach den beiden Gewässerabschnitten, so lässt sich ab einer bestimmten Größe der Fische ein Unterschied ausmachen (siehe Abb. 4.9). Die Potenzfunktionen lauten in der Drau im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt $y = 4E-06x^{3,1498}$ und im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt $y = 6E-06x^{3,0545}$.

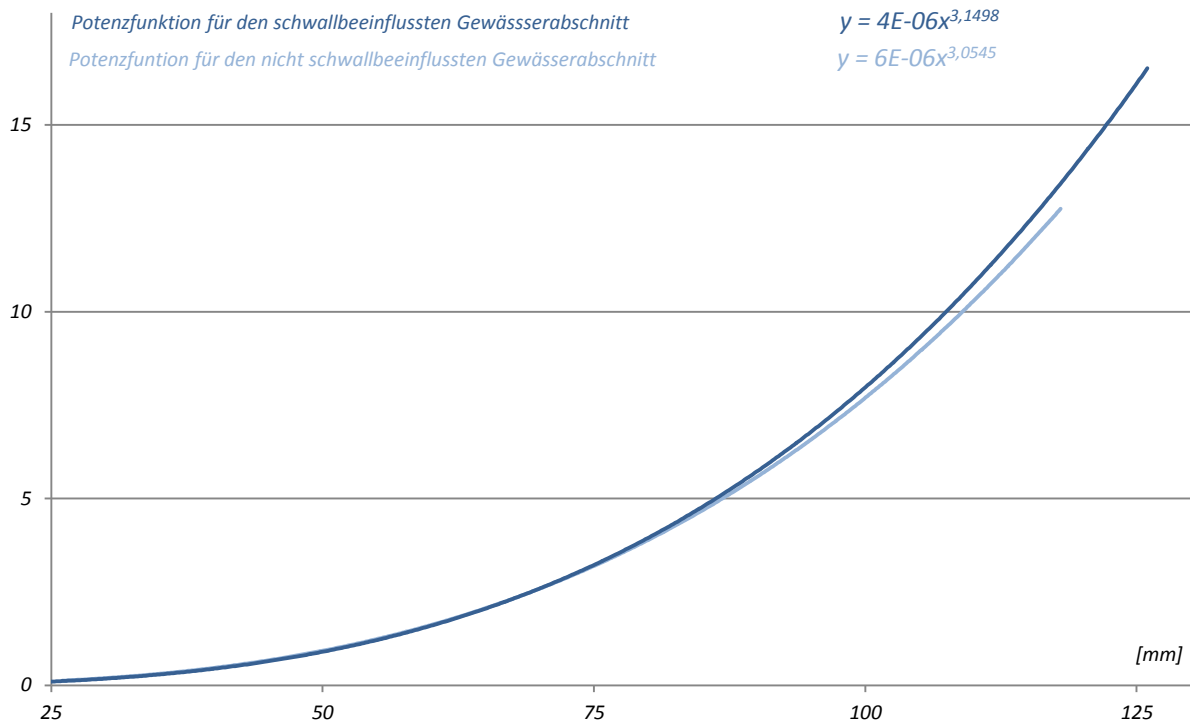


Abb. 4.9: Potenzfunktion der Kurvenanpassung für Länge [mm] und Gewicht [g] der Äsche in der Drau im Jahr 2009

Die Unterscheidung des Exponenten der Potenzfunktionen bedeutet, dass eine Äsche bei gleicher Länge im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt schwerer ist, als im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt. Dieser Unterschied wirkt sich umso stärker aus, je größer bzw. älter der Fisch ist. Auffallende Unterschiede des Fischgewichts bei gleicher Länge treten also erst beim Befischungstermin im Oktober auf.

Das höhere Gewicht der Äschen in den schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten deutet auf eine höhere Fitness der Fische hin.

Die Potenzfunktionen für die Kurvenanpassung von Länge und Gewicht der Fische in der Möll entsprechen den Funktionen in der Drau und lauten für den schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt $y = 3E-06x^{3,2192}$ und den nicht schwallbeeinflussten Abschnitt $y = 2E-05x^{2,8461}$.

Aufgrund des relativ geringen Wachstums der Äsche in der Möll (siehe Abb. 4.6), das auf Besatzfische schließen lässt, wurden keine weiteren Untersuchungen zur Längen/Gewichts-Korrelation der Äschen in der Möll angestellt.

4.2.5.3 Vergleich der Regressionsgeraden

Um einen statistischen Unterschied der Wachstumsfunktionen zwischen den beiden Gewässerabschnitten untersuchen zu können, müssen die Originaldaten logarithmisiert werden, da ein adäquater Test nur für lineare Funktionstypen zur Verfügung steht.

Für Länge und Gewicht der Äsche wurde also der natürliche Logarithmus (ln) berechnet und aus diesen Daten anschließend neue Regressionen erstellt (siehe Tab. 4.22).

Tab. 4.22: Kurvenanpassung für log. Länge und log. Gewicht der Äsche im Jahr 2009

Gewässerabschnitt	Gleichung	Modellzusammenfassung					Parameterschätzer	
		R-Quadrat	F	FG 1	FG 2	Sig.	Konstante	b1
schwallbeeinflusst	Linear	,989	9206,644	1	100	,000	-12,429	3,150
nicht schwallbeeinflusst	Linear	,992	15270,896	1	124	,000	-12,006	3,049

Abhängige Variable: log. Gewicht
 Unabhängige Variable: log. Länge

Tab. 4.23: Koeffizienten der Kurvenanpassung für log. Länge und log. Gewicht der Äsche im Jahr 2009

Gewässerabschnitt	Modell	nicht standardisierte Koeffizienten		standardisierte Koeffizienten		
		B	Standardfehler	Beta	T	Signifikanz
schwallbeeinflusst	1 (Konstante)	-12,429	,136		-91,067	,000
	log. Länge	3,150	,033	,995	95,951	,000
nicht schwallb.	1 (Konstante)	-12,006	,104		-115,661	,000
	log. Länge	3,049	,025	,996	123,575	,000

Abhängige Variable: log. Gewicht

Wie in Tab. 4.23 ersichtlich, ist die Niveaueprägung der Regressionskoeffizienten B annähernd gleich hoch. Die standardisierten Koeffizienten Beta liegen noch näher beisammen. Daraus leitet sich die Hypothese ab, dass sich der Wachstumsparameter Länge in beiden Gewässerabschnitten gleich stark auf das Gewicht auswirkt.

Für die Überprüfung dieser Hypothese existiert keine Standardsoftware. Deshalb mussten die Berechnungen mit einem speziellen Programm namens BiAS durchgeführt werden. Der Test konnte jedoch auch mit BiAS nicht realisiert werden, da mathematische Voraussetzungen nicht erfüllt wurden (Softwaremeldung: „Eine Reststreuung verschwindet. – Damit wird der Test nicht durchführbar.“).

Die Entscheidung erfolgte daher explorativ (per Augenschein) anhand der Ausprägung der standardisierten Regressionskoeffizienten Beta (siehe Tab. 4.23). Da Niveaueunterschiede erst an der dritten Stelle hinter dem Komma auftreten, ist anzunehmen, dass der Unterschied durch Zufallsschwankung in den Messungen (Zufallsfehler) entstanden ist.

Der Unterschied der Wachstumsfunktionen zwischen den beiden Gewässerabschnitten konnte also statistisch nicht bestätigt werden.

4.2.6 Abflussmengen

Um mögliche Zusammenhänge zwischen der Verteilung der untersuchten Fische und den Schwankungen der Wassermenge im Gerinne herausarbeiten zu können, wurden die Abflussdaten der Drau untersucht (siehe Kapitel 2.3.1).

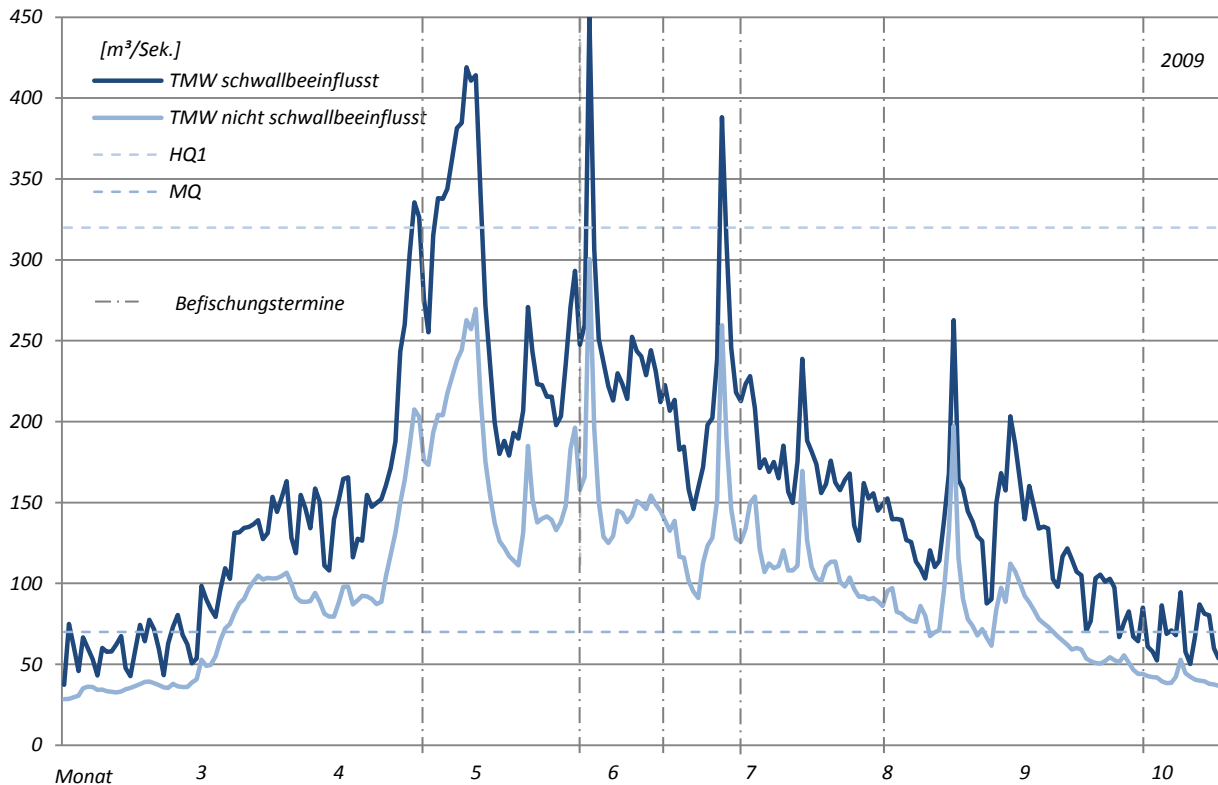


Abb. 4.10: Ganglinien aus den Tagesmittelwerten der Abflussmenge [$\text{m}^3/\text{Sek.}$] für beide Gewässerabschnitte zwischen März und Oktober im Jahr 2009

Die Ganglinien zeigen deutlich, dass die Abflussmenge im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt stets höher ist, als im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt. Obwohl im Untersuchungszeitraum vier Hochwässer auftraten, wurde die Marke des einjährigen Hochwassers in beiden Gewässerabschnitten nicht überschritten.

Die Hochwässer stellen wahrscheinlich eine hohe Belastung für die jungen Äschen dar. Der Grund für den rapiden Rückgang der Individuendichte könnten daher vor allem die Frühjahreshochwasser im Mai sein (siehe Tab. 4.9).

Um herauszufinden, welche hydrologischen Ereignisse einen negativen Effekt auf die Entwicklung der Jungfische haben, wurden die Daten zur Verteilung und Dichte der Äschen aus den vorangegangenen Untersuchungen mit den Ganglinien der entsprechenden Jahre verglichen.

Die Untersuchungsjahre wurden anhand des Bestandes der Äschen in drei Kategorien geteilt (siehe Tab. 4.24). Da aus Längenfrequenzdiagrammen, die mehrere Fischjahrgänge beinhalten, auch auf den 0+-Fischbestand vorangegangener Jahre geschlossen werden kann, konnten auch Aussagen über Jahre getroffen werden, in denen keine Befischung stattfand. Dazu wurden die Längenfrequenzdiagramme aus Unfer et al. (2004) und Unfer (2009) herangezogen.

Tab. 4.24: Klassifizierung anhand des 0+-Bestandes der Äsche jener Jahre, in denen Befischungen durchgeführt wurden und der Jahre, für die Rückschlüsse aus den Längenfrequenzdiagrammen gezogen werden konnten.

<i>Abflussdaten</i>	<i>Befischungen</i>	<i>Rückschlüsse</i>	<i>Klasse</i>
1995			
1996		1996	mittel
1997		1997	gut
1998	11. 1998		gut
1999	09. 1999		mittel
2000		2000	schlecht
2001		2001	schlecht
2002	10. 2002		gut
2003	07. 2003		gut
2004		2004	mittel
2005		2005	gut
2006	11. 2006		mittel
2007			
2008			schlecht
2009	10. 2009		schlecht
2010	10. 2010		mittel

Jahrgänge, die im Längenfrequenzdiagramm relativ hohe Individuenzahlen gemessen am Erwartungswert aufweisen, wurden als gut klassifiziert (1997, 1998, 2002, 2003, 2005). (Es ist zu erwarten, dass der 0+-Jahrgang in Längenfrequenzdiagrammen dominant ist und 1+- sowie folgende Jahrgänge mit abnehmenden Häufigkeiten vertreten sind.) Jahrgänge mit durchschnittlichen Beständen wurden als mittel definiert (1996, 1999, 2004, 2006, 2010) und Jahrgänge mit vergleichsweise geringen Individuenzahlen als schlecht (2000, 2001, 2008, 2009).

Die Ganglinien der Abflusswerte der einzelnen Kategorien wurden daraufhin auf Gemeinsamkeiten untersucht. Für den Vergleich wurde vor allem der fischökologisch sensible Zeitraum von März bis Juni im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt herangezogen (siehe Abb. 4.11).

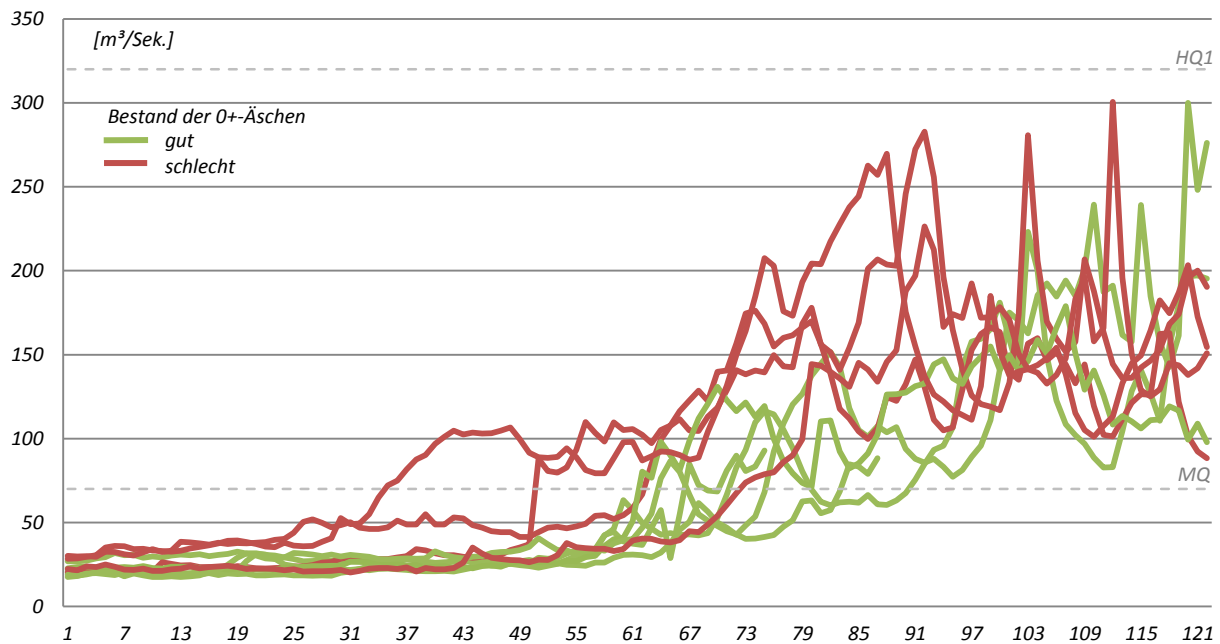


Abb. 4.11: Tagesmittelwerte des Abflusses [m³/Sek.] an der Messstelle Sachsenburg zwischen März und Juni der „guten“ und „schlechten“ Jahre zwischen 1995 bis 2010. Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen.

Es zeigt sich, dass Jahre mit relativ hohen Abflussmengen in den Monaten April und Mai vergleichsweise geringe Bestände an 0+-Äschen aufweisen. Die Jahre mit überdurchschnittlich hohen Jungfischbeständen sind hingegen durch relativ geringe Abflussmengen in den entsprechenden Monaten gekennzeichnet. Da sämtliche Befischungen erst im Sommer bzw. im Herbst durchgeführt wurden, wurden die Fischjahrgänge aller klassifizierten Untersuchungsjahre durch den Abfluss zwischen März und Juni beeinflusst.

Analog zur Darstellung der Frühjahresganglinien wurden auch Vergleiche für die Monate Juli bis Oktober angestellt (siehe Abb. 4.12).

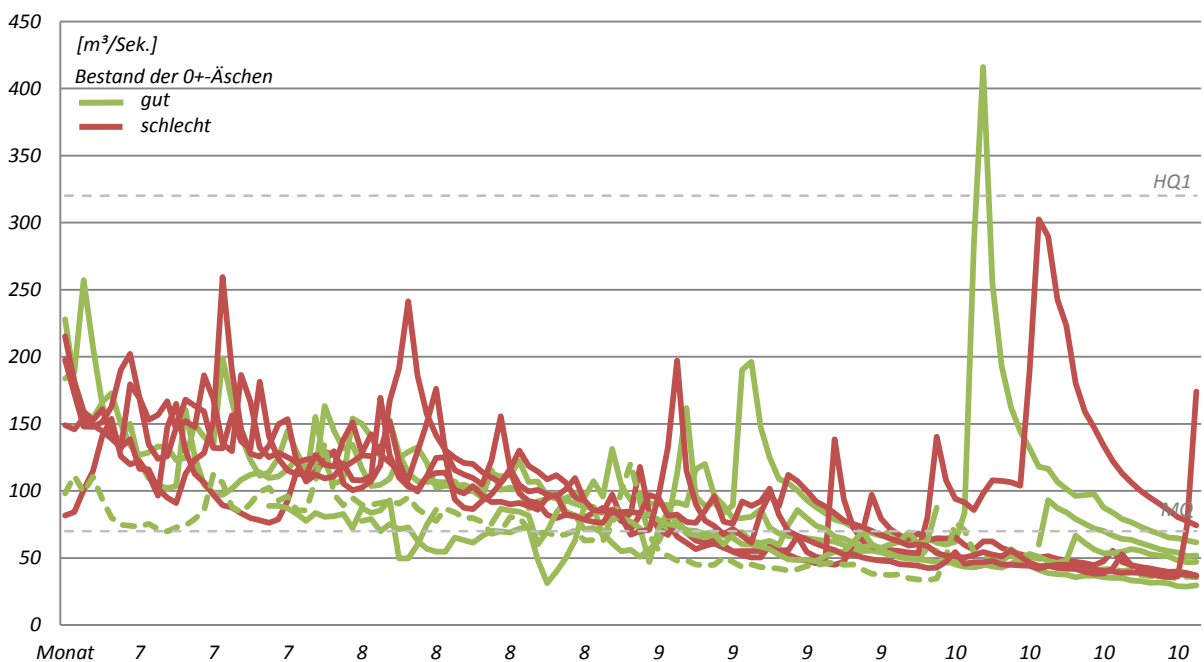


Abb. 4.12: Tagesmittelwerte des Abflusses [m³/Sek.] an der Messstelle Sachsenburg zwischen Juli und Oktober der „guten“ und „schlechten“ Jahre zwischen 1995 bis 2010. Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen.

Im Sommer und im Herbst liegen die Abflussganglinien aller Klassen einigermaßen beisammen. Einige Jahre mit schlechten bzw. mittleren 0+-Beständen weisen jedoch Hochwasserspitzen auf, die bei Jahren mit guten 0+-Beständen deutlich schwächer ausgeprägt sind.

Im Jahr 2003 fand die Befischung bereits im Juli statt. Dieses Untersuchungsjahr erlaubt demnach ab August keine Aussagen mehr über den Einfluss der Abflussmenge auf den Fischbestand und sind t.

Um eine übersichtlichere Darstellung des Verlaufs der Ganglinien zu erhalten, wurden Summenlinien der Tagesmittelwerte des Abflusses gebildet (siehe Abb. 4.13).

Summenlinien entstehen, indem für einen entsprechenden Zeitpunkt die Summe der bisherigen Tagesmittelwerte gebildet wird.

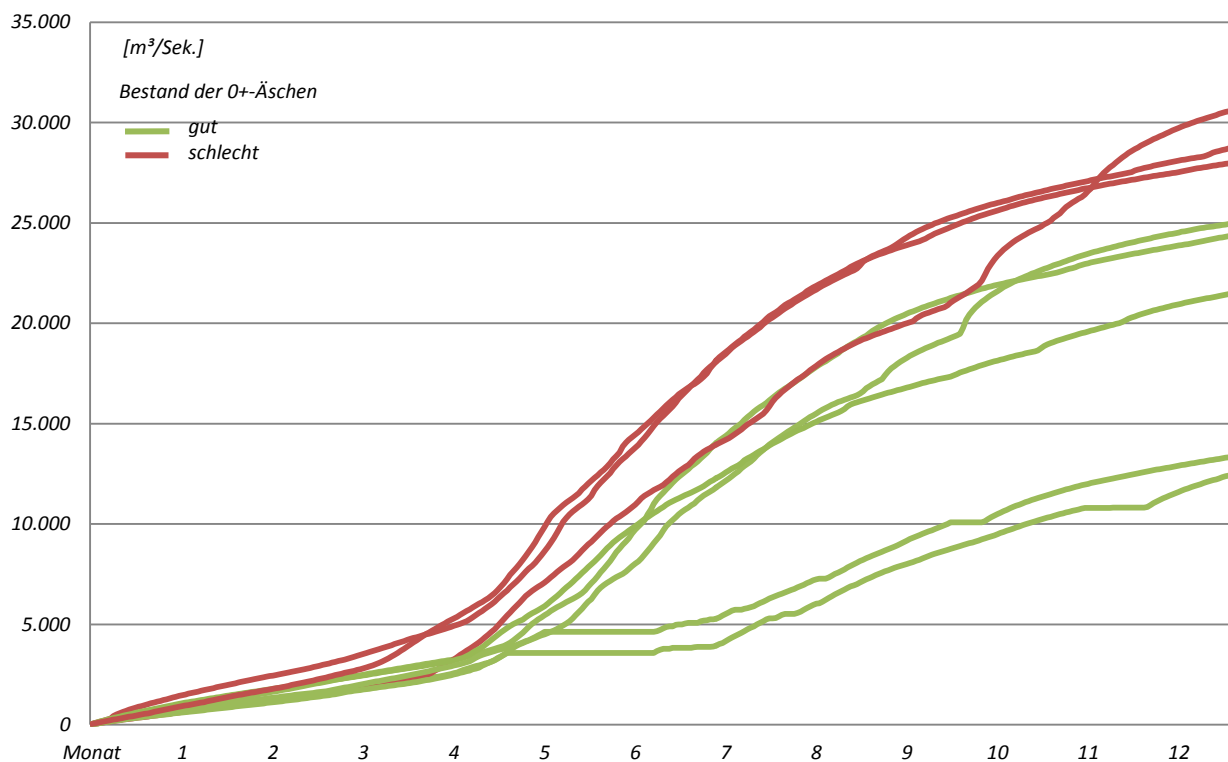


Abb. 4.13: Summenlinien der Tagesmittelwerte des Abflusses [m³/Sek.] an der Messstelle Sachsenburg von Jänner bis Dezember der „guten“ und „schlechten“ Jahre zwischen 1995 bis 2010. Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen.

Der Verlauf der Ganglinien zeigt deutlich, dass Jahre mit schlechten 0+-Beständen vergleichsweise hohe Abflüsse aufweisen. Bei den beiden, deutlich nach unten abgesetzten Linien handelt es sich um die Jahre 2002 und 2005. Diese Jahre weisen fehlerhafte Messwerte auf, die bei der Berechnung der Tagesmittelwerte entfernt wurden. Als Folge weisen diese Summenlinien ab Mai zu geringe Abflussmengen auf.

Um den Verlauf der Summenlinien an den fischökologisch sensiblen Zeitraum anzupassen, wurden auch Berechnungen durchgeführt, die mit April starten (siehe Abb. 4.14). Aufgrund von Fehlern in den Messreihen im Jahr 2008 wurde diese Ganglinie nicht dargestellt.

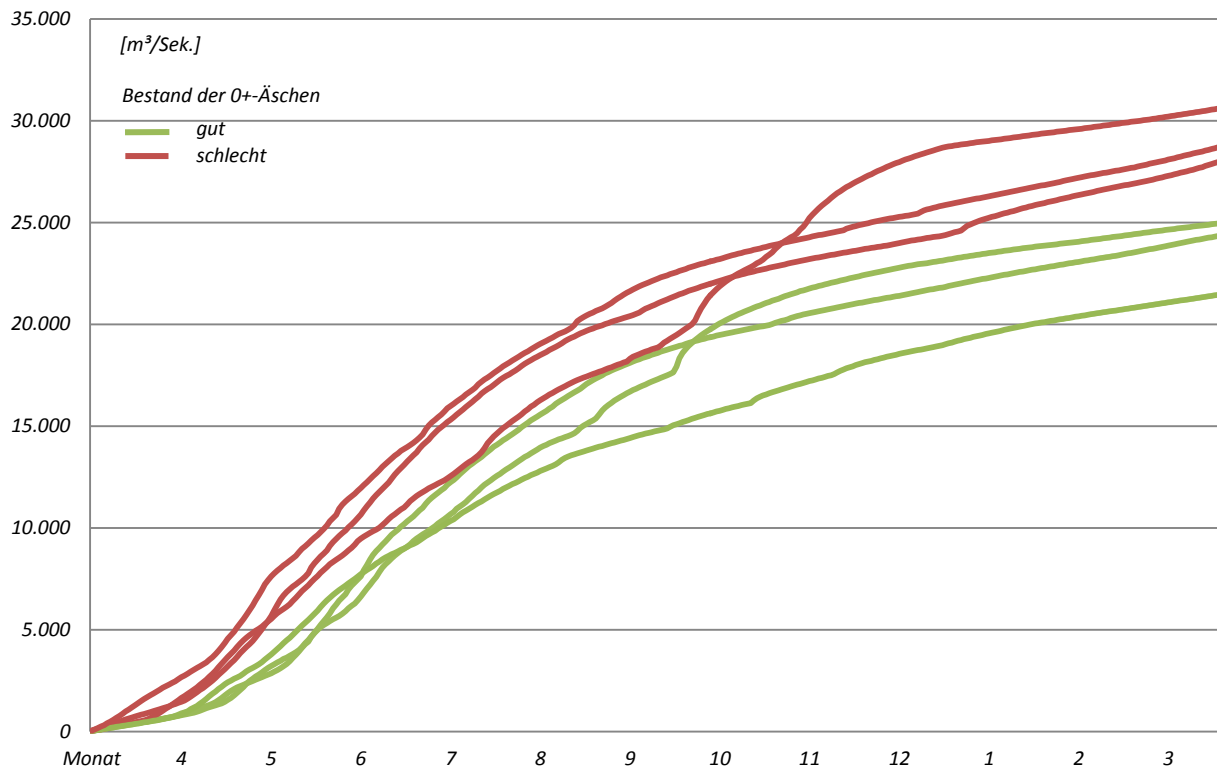


Abb. 4.14: Summenlinien der Tagesmittelwerte des Abflusses [$m^3/Sec.$] an der Messstelle Sachsenburg von April bis März der „guten“ und „schlechten“ Jahre zwischen 1995 bis 2010. Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen.

Die Summenlinien ab April zeigen noch deutlicher als die Summenlinien ab Jänner, dass Jahre mit schlechten Beständen an 0+-Fischen relativ hohe Abflussmengen aufweisen. Für die Untersuchungsjahre 2002, 2005 und 2008, die fehlerhaften Messreihen aufweisen, wurden keine Summenlinien berechnet.

Die Ganglinien der Tagesmittelwerte der Abflussmenge treffen Aussagen über die natürlichen hydrologischen Ereignisse im Gewässer. Aus dem Verlauf der Ganglinien lässt sich erkennen, dass große Abflussmengen im Frühjahr mit schlechten 0+-Beständen der Äsche zusammenhängen.

4.2.7 Schwallamplituden

Für die Untersuchung des Schwallinflusses auf die Hydrologie des Gewässers wurde der Tagesgang des Wasserabflusses beobachtet (siehe Kapitel 2.3.2). Die Entwicklung des relativen Schwalls in den Untersuchungsjahren wurde, wie im vorangegangenen Kapitel, anhand ihres Bestandes an 0+-Äschen in die Klassen gut, mittel und schlecht unterteilt (siehe Abb. 4.15).

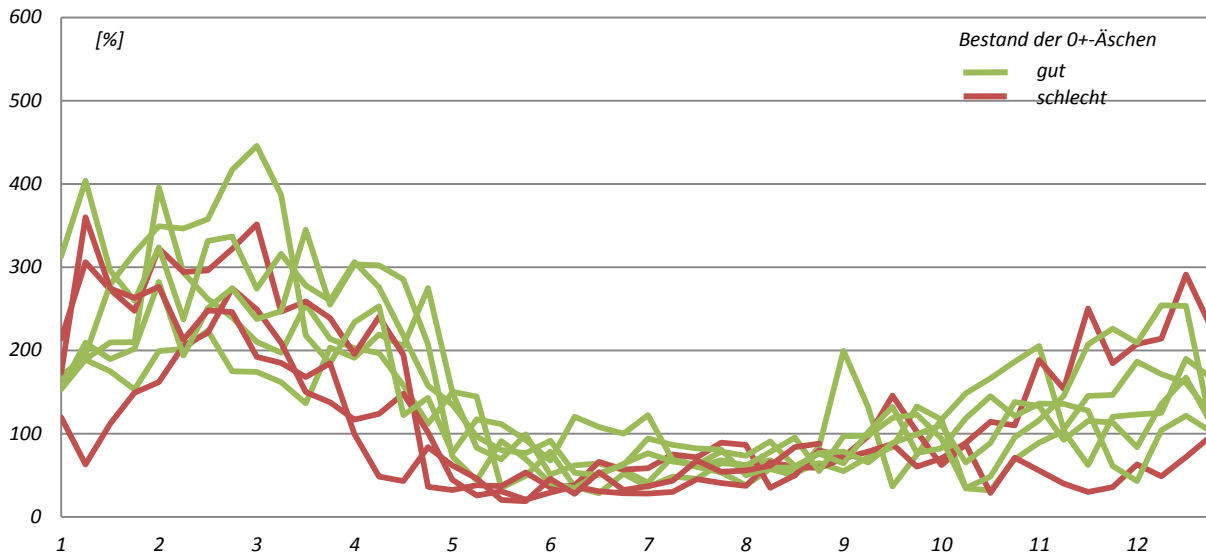


Abb. 4.15: Jahresganglinie des relativen Schwalls [%] aus Wochenmittelwerten der „guten“ und „schlechten“ Jahre zwischen 1995 und 2010. Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen in den entsprechenden Jahren.

Die graphische Gegenüberstellung der Ganglinien verdeutlicht, dass der relative Schwall in allen untersuchten Jahren einen Tiefstand zwischen Mai und September aufweist.

Neben den Ganglinien wurden für die gut und schlecht klassifizierten Jahre Summenlinien des relativen Schwalls gebildet (siehe Abb. 4.16 und Abb. 4.17).

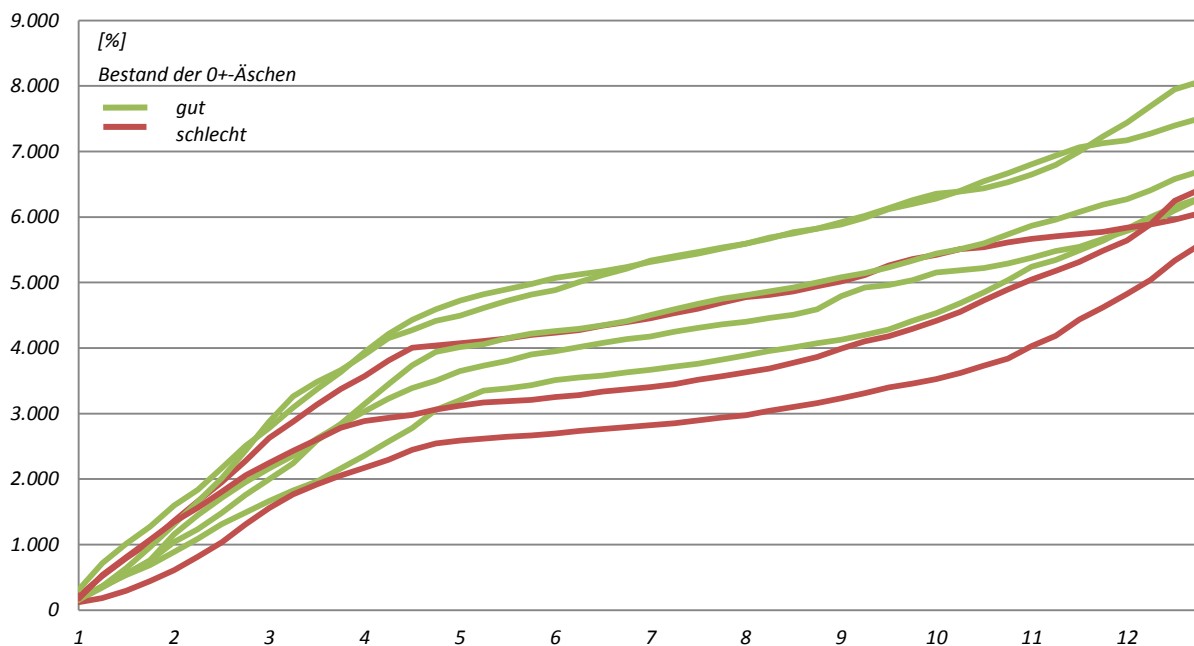


Abb. 4.16: Summenlinien des relativen Schwalls [%] von Jänner bis Dezember aus Wochenmittelwerten der „guten“ und „schlechten“ Jahre zwischen 1995 und 2010. Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen

Aus dem Vergleich der Summenlinien leitet sich ab, dass Jahre mit schlechten Beständen an 0+-Äschen vergleichsweise geringe relative Schwälle aufweisen.

Da sich die Höhe des absoluten Schwalls in allen Untersuchungsjahren kaum unterscheidet (siehe Kapitel 2.3.2), ist die Aggregation der Jahre mit schlechten Fischbeständen an die Höhe des Basisabflusses gebunden. Jahre mit hohen Basisabflüssen fallen demnach mit schlechten 0+-Beständen der Äsche zusammen.

Um den Verlauf der Summenlinien an die Ökologie der Äsche anzupassen, wurden auch Summenlinien berechnet, die mit April starten (siehe Abb. 4.17).

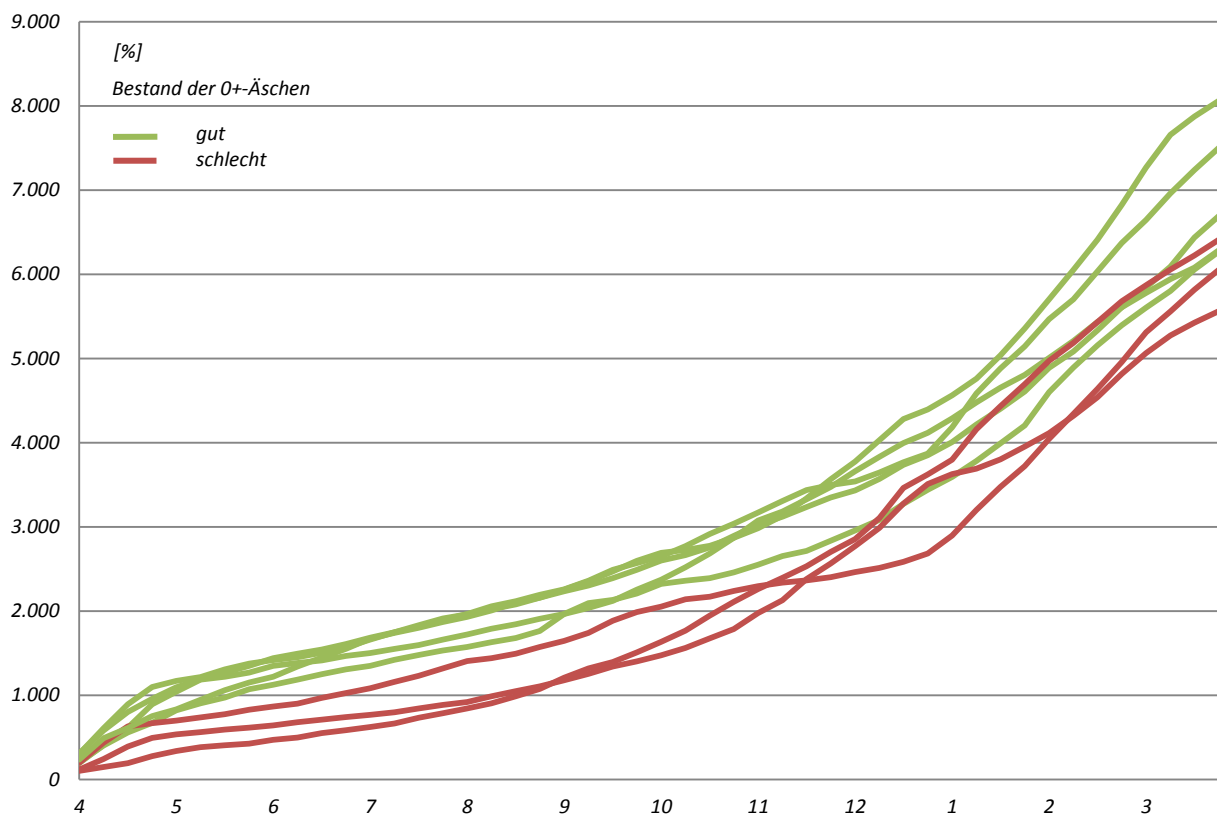


Abb. 4.17: Summenlinien des relativen Schwalls [%] von April bis März aus Wochenmittelwerten der „guten“ und „schlechten“ Jahre zwischen 1995 und 2010. Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen.

Anhand der Verteilung der Summenlinien ab April zeigt sich der Einfluss der Hydrologie auf den Fischbestand besonders deutlich. Jahre mit schlechten 0+-Beständen der Äsche weisen vergleichsweise geringe relative Schwälle auf. Jahre mit guten Fischbeständen sind hingegen durch hohe relative Schwälle gekennzeichnet.

Die Aggregation der Summenlinien des relativen Schwalls, entsprechend der Klassifizierung des 0+-Bestands der Äsche, deutet auf einen kausalen Zusammenhang hin. Die Höhe des Basisabflusses in den einzelnen Jahren beeinflusst demnach maßgeblich den Reproduktionserfolg der Äschen. Jahre mit hohen Basisabflüssen verursachen einen schlechten Bestand an 0+-Äschen.

4.3 Ergebnisse zu Hypothese 3



Hypothese 3:

Spezielle Strukturen erhöhen die Überlebensraten. Es existieren klare Unterschiede hinsichtlich der Eignung verschiedener Habitattypen für die einzelnen Jungfischstadien der Äsche unter Schwallenfluss.



4.3.1 Individuendichte

Um eine aussagekräftige Analyse der Verteilung der Fische im Gewässer durchführen zu können, wurde die Individuendichte der 0+-Fische berechnet (siehe Kapitel 4.2.3). Dabei wurden auch die Individuendichten einzelner Strukturen berücksichtigt (siehe Tab. 4.9).

Die folgenden Diagramme zeigen die Verteilung der Äsche (siehe Abb. 4.18) auf Grundlage der Streifenbefischung in den Strukturen im Jahr 2009. In Abb. 4.18 wurden die ersten zwei Befischungstermine aufgrund der abweichenden Befischungsmethodik nicht aufgenommen.

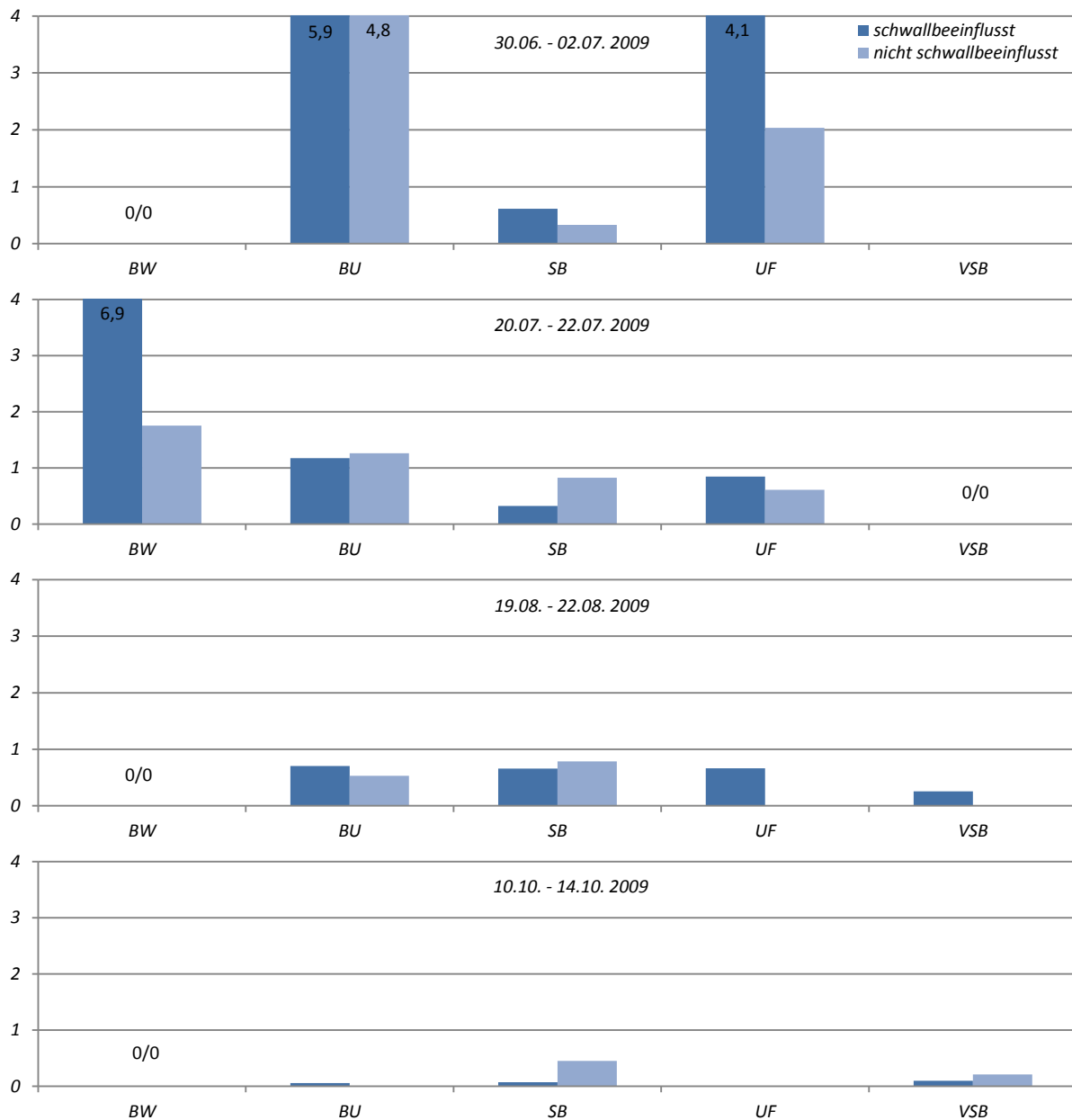


Abb. 4.18: Individuendichte-Entwicklung der 0+-Äschen [Individuen/100m²] nach Struktur getrennt in der Drau im Jahr 2009

Unmittelbar nach dem Emergenzen der jungen Äschen im Mai sind die Individuendichten auf den Schotterbänken kurzfristig enorm hoch (siehe Tab. 4.9). Im Juni halten sich die jungen Äschen in hohen Dichten in geschützten Buchten und Ufern auf. Im Verlauf des Sommers verlagert sich die Verteilung der Fische wieder mehr auf die Schotterbänke. Im Oktober konnte die Äsche schließlich auf Schotterbänken bzw. versetzten Schotterbänken nachgewiesen werden.

Aufgrund der hohen Individuendichten scheinen geschützte Ufer- und Buchtstrukturen die bevorzugten Habitate der Äsche in den Sommermonaten darzustellen. Schotterbänke werden erst ab dem Spätsommer von den Fischen aufgesucht.

Bei der Befischung im Juli konnte eine außergewöhnlich hohe Individuendichte in Blockwürfen festgestellt werden.

Die beiden Forellenarten verhalten sich hinsichtlich der Verteilung der Individuendichte auf die unterschiedlichen Strukturen annähernd gleich (siehe Tab. 4.9):

Im Vergleich zur Äsche verteilen sich die Forellen homogener auf mehrere Strukturen. Neben Ufer- und Buchtstrukturen weisen Forellen ab dem Untersuchungsbeginn auch in Blockwürfen relativ hohe Dichten auf. Im Oktober werden vor allem Blockwürfe und versetzte Schotterbänke aufgesucht. Schotterbänke weisen über den ganzen Untersuchungszeitraum vergleichsweise geringe Dichten auf.

Das Phänomen der außergewöhnlich hohen Individuendichte der Äsche in Blockwürfen im Juli konnte auch bei den Forellen nachgewiesen werden.

Bei den vorangegangenen Untersuchungen weisen Schotterbänke und Buchten die höchsten Individuendichten aller Strukturen auf (siehe Tab. 4.11). Auffallend ist, dass, im Gegensatz zum Jahr 2009, die Dichten in den Buchten auch im Spätsommer bzw. Herbst relativ hoch sind.

4.3.1.1 Statistische Analysen zur Individuendichte

Die statistischen Analysen zu den Individuendichten in den Strukturen bauen auf die Analysen zur Individuendichte in Kapitel 4.2.3 auf.

Mit einer ANOVA wurde der Einfluss der Struktur auf die Individuendichte untersucht. Im Gegensatz zur vorangegangenen Varianzanalyse in Kapitel 4.2.3.3 beruht die ANOVA mit der Struktur als Faktor nicht auf originalen Messdaten sondern auf einem Datensatz aus Mittelwerten (siehe Tab. 4.13).

Tab. 4.25: Ergebnisse der ANOVA mit der Individuendichte als abhängige Variable und der Struktur als Faktor

<i>Individuendichte x Struktur</i>	<i>Quadratsumme</i>	<i>df</i>	<i>Mittel der Quadrate</i>	<i>F</i>	<i>Signifikanz</i>
<i>Zwischen den Gruppen</i>	345,50	5,00	69,10	1,03	0,40
<i>Innerhalb der Gruppen</i>	10761,09	160,00	67,26		
<i>Insgesamt</i>	11106,59	165,00			

Zusammenhangsmaße: Eta = ,176; Eta-Quadrat = ,031

Bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,40 gibt es keinen statischen Einfluss der Strukturen auf die Dichte.

4.3.2 Längenhäufigkeitsverteilung

Die Totallänge der gefangenen Fische (siehe Kapitel 4.2.2) wurde auf mm genau gemessen. Mit diesen Daten und der Angabe des Fangortes konnten Längenhäufigkeitsverteilungen ermittelt werden.

Neben den Längenhäufigkeitsverteilungen wie sie in Kapitel 4.2.4 durchgeführt wurden, geben auch Vergleiche der Mittelwerte der Fischlängen in den einzelnen Strukturen Aufschlüsse über die Verteilung der Größenklassen im Gewässer (siehe Tab. 4.26).

Tab. 4.26: Mittelwerte der Fischlängen [mm] nach Befischungstermin und Zeitraum getrennt in der Drau im Jahr 2009

Befischungstermin und Struktur	Äsche			Bachforelle			Regenbogenforelle		
	schwall- beeinflusst	nicht schwallb.	Mittel- wert	schwall- beeinflusst	nicht schwallb.	Mittel- wert	schwall- beeinflusst	nicht schwallb.	Mittel- wert
30.06. - 02.07. 2009	36,1	27,0	32,4	53,2	52,1	52,4	34,7	35,5	35,3
BW				52,3	53,3	52,9	45,0	40,0	40,71
BU	33,1	27,9	30,4	60,0	51,1	53,7	32,9	38,6	37,7
SB	50,3	33,0	40,3		58,0	58,0		32,7	32,7
UF	36,6	21,6	33,1	50,9	48,3	49,4	35,0	32,7	33,5
VSB									
20.07. - 22.07. 2009	45,9	50,7	48,6	57,7	58,3	58,1	46,5	40,2	42,2
BW	35,6	58,8	45,9	60,0	60,0	60,0	45,0	42,8	43,3
BU	40,2	43,4	41,7	52,9	52,1	52,3	49,8	36,6	40,9
SB	61,1	53,5	54,9	55,0	60,3	59,9	45,0	45,1	45,1
UF	47,1	47,8	47,2	59,9	58,8	59,4	44,3	40,8	42,3
VSB									
19.08. - 22.08. 2009	69,8	63,4	66,5	74,0	74,0	74,0	60,7	57,8	58,4
BW					79,8	79,8	90	70,4	72,8
BU	80,9	51,5	67,3	75,0	70,1	70,9	55,0	47,6	48,1
SB	75,5	65,1	68,1	80,0	73,7	73,9	65,0	64,6	64,6
UF	62,1		62,1	73,3	72,3	72,8	57,7	62,9	60,0
VSB	51,0		51,0		84,0	84,0		60,0	60,0
10.10. - 14.10. 2009	99,9	96,7	97,6	101,5	90,4	92,4	104,6	90,4	93,8
BW					100,6	100,6		101,3	101,3
BU	93,0		93,0	92,5	88,1	88,7	108,3	81,3	92,9
SB	100,3	95,8	96,4	95,0	87,1	87,7	82,5	90,7	90,1
UF									
VSB	100,3	115,5	102,6	105	92,8	98,9	109,3	75,0	105,0
Mittelwert	48,9	52,7	50,8	65,1	67,3	66,8	50,4	47,2	48,0

Im direkten Vergleich der Fischlängen zeigt sich, dass sich die größten Äschen, unabhängig vom Gewässerabschnitt, vorwiegend auf Schotterbänken aufhalten. Die Äschen in Bucht- und Uferstrukturen sind dagegen im Mittel kleiner (siehe Abb. 4.19).

Die Größendifferenz zwischen strömungsberuhigten Strukturen und Schotterbänken wird im Verlauf des Sommers immer geringer.

Da die Individuendichten in Bucht- und Uferstrukturen vor allem bei den Befischungsterminen im Juni bzw. Juli deutlich höher sind (siehe Abb. 4.18), kann darauf geschlossen werden, dass diese Strukturen wichtige Aufwuchshabitate für die Äschen darstellen.

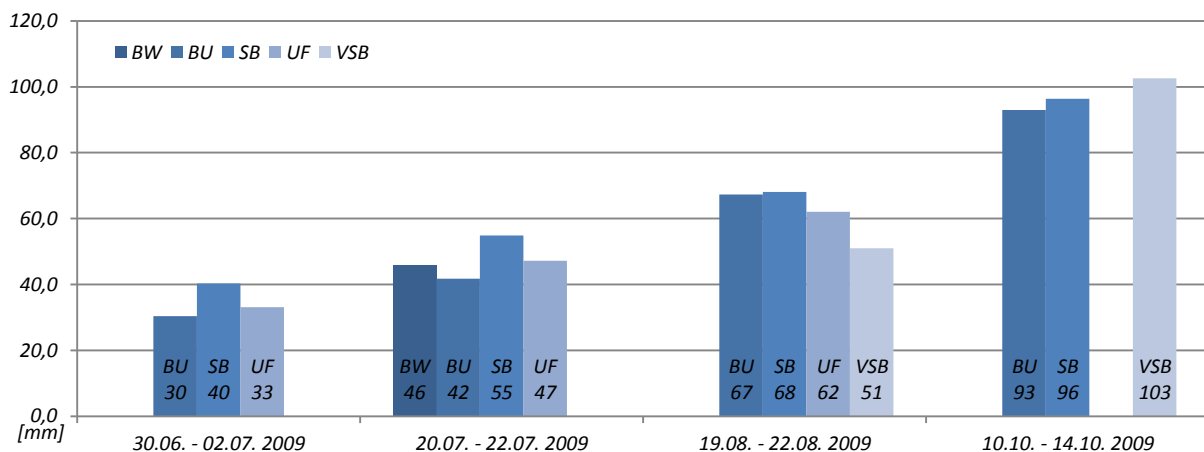


Abb. 4.19: Mittelwerte der Fischlängen [mm] der 0+-Äschen in den Strukturen über beide Gewässerabschnitte in der Drau im Jahr 2009

Die beiden Forellenarten weisen zwischen den einzelnen Strukturen geringere Unterschiede der mittleren Länge auf (siehe Abb. 4.20). Da die Forellen eine annähernd gleiche Verteilung zeigen, wurde nur die Verteilung der Bachforelle grafisch dargestellt. Die Fische sind auf Schotterbänken und in Blockwürfen etwas größer als in den restlichen Strukturen.

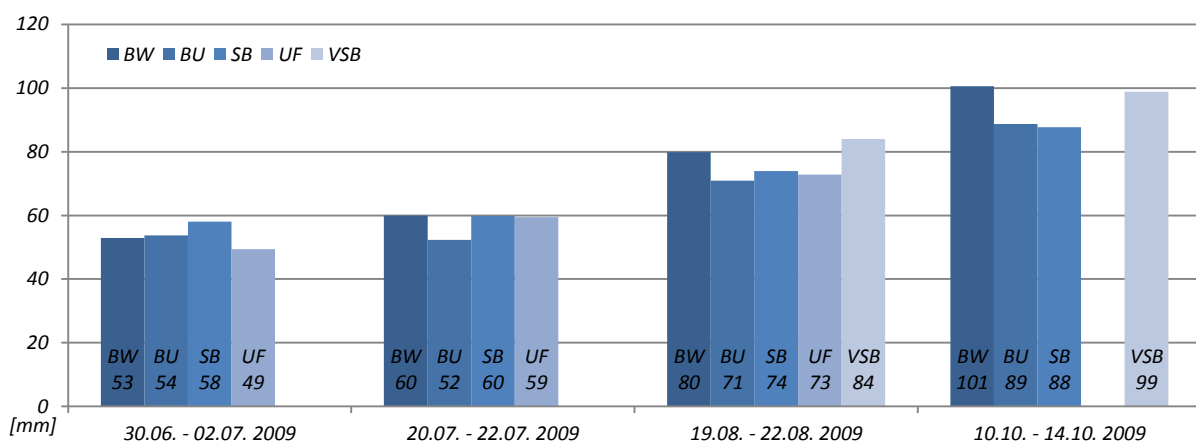


Abb. 4.20: Mittelwerte der Fischlängen [mm] der 0+-Bachforelle in den Strukturen über beide Gewässerabschnitte in der Drau im Jahr 2009

Analog zu den Äschen sind bei den Forellen die Strukturen mit den kleineren Fischen (Ufer und Bucht) individuenreicher (siehe Kapitel 4.2.3.1). Dies lässt darauf schließen, dass junge Forellen die geschützten Habitate gezielt aufsuchen, selbst wenn diese möglicherweise ein schlechteres Nahrungsangebot aufweisen.

Im Gegensatz zur Äsche stellt der Blockwurf für junge Forellen eine geeignete Struktur dar. In Blockwürfen erreichen die Forellen die größten mittleren Fischlängen bei relativ hohe Individuendichten (siehe Tab. 4.9).

4.3.2.1 Statistische Analysen zur Längenhäufigkeitsverteilung

Um herauszufinden, ob der in Kapitel 4.2.4.3 festgestellte Einfluss der Strukturen auf die Fischlänge signifikant ist, bzw. bei welchem Befischungstermin dieser Einfluss gegeben ist, wurde eine ANOVA (univariante Varianzanalyse) mit der Fischlänge der Äsche in der Drau als abhängige Variable durchgeführt (siehe Tab. 4.27).

Tab. 4.27: Ergebnisse der ANOVA für die Äsche in der Drau im Jahr 2009 mit der Fischlänge als abhängige Variable

Befischungstermin	Quelle	schwallbeeinflusst			nicht schwallbeeinflusst		
		df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz
30.06. - 02.07. 2009	Korrigiertes Modell	2	10,131	,000	2	9,749	,000
	Konstanter Term	1	892,918	,000	1	796,236	,000
	Struktur	2	10,131	,000	2	9,749	,000
	Fehler	130			87		
	Gesamt	133			90		
	Korrigierte Gesamtvariation	132			89		
20.07. - 22.07. 2009	Korrigiertes Modell	3	4,970	,004	3	3,852	,014
	Konstanter Term	1	371,026	,000	1	524,564	,000
	Struktur	3	4,970	,004	3	3,852	,014
	Fehler	48			62		
	Gesamt	52			66		
	Korrigierte Gesamtvariation	51			65		
19.08. - 22. 08. 2009	Korrigiertes Modell	3	7,046	,001	1	6,431	,015
	Konstanter Term	1	414,382	,000	1	474,492	,000
	Struktur	3	7,046	,001	1	6,431	,015
	Fehler	41			46		
	Gesamt	45			48		
	Korrigierte Gesamtvariation	44			47		
10.10. - 14.10. 2009	Korrigiertes Modell	2	,105	,901	1	4,057	,050
	Konstanter Term	1	285,339	,000	1	465,979	,000
	Struktur	2	,105	,901	1	4,057	,050
	Fehler	15			42		
	Gesamt	18			44		
	Korrigierte Gesamtvariation	17			43		

Die Ergebnisse der ANOVA zeigen, dass die Unterschiede der Fischlängen der Äschen in den einzelnen Strukturen vor allem im Frühjahr stark ausgeprägt sind. Bis auf den letzten Befischungstermin im Herbst haben die Strukturen im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt einen signifikanten Einfluss auf die Fischlänge. Die entsprechenden Werte für den nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt liegen bei allen Befischungsterminen unter dem Signifikanzniveau.

Berechnet man eine ANOVA auch für die Daten aus den vorangegangenen Untersuchungen, so zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den Daten von 2009 (siehe Tab. 4.28). Für das Jahr 1999 liegen keine Daten zum schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt vor.

Tab. 4.28: Ergebnisse der ANOVA für die Äsche in der Drau in den vorangeg. Untersuchungen mit der Fischlänge als abhängige Variable

Befischungstermin	Quelle	schwallbeeinflusst			nicht schwallbeeinflusst		
		df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz
11. 1998	Korrigiertes Modell	1	,198	,659	2	,404	,668
	Konstanter Term	1	1437,769	,000	1	1536,659	,000
	Struktur	1	,198	,659	2	,404	,668
	Fehler	42			159		
	Gesamt	44			162		
	Korrigierte Gesamtvariation	43			161		
07. 1999	Korrigiertes Modell				3	4,114	,010
	Konstanter Term				1	1226,428	,000
	Struktur				3	4,114	,010
	Fehler				69		
	Gesamt				73		
	Korrigierte Gesamtvariation				72		
09. 1999	Korrigiertes Modell				3	,709	,548
	Konstanter Term				1	908,913	,000
	Struktur				3	,709	,548
	Fehler				176		
	Gesamt				180		
	Korrigierte Gesamtvariation				179		
10. 2002	Korrigiertes Modell	2	3,040	,061	3	5,666	,001
	Konstanter Term	1	729,509	,000	1	7871,061	,000
	Struktur	2	3,040	,061	3	5,666	,001
	Fehler	33			452		
	Gesamt	36			456		
	Korrigierte Gesamtvariation	35			455		
07. 2003	Korrigiertes Modell	2	1,104	,334	3	3,881	,009
	Konstanter Term	1	1213,570	,000	1	1221,265	,000
	Struktur	2	1,104	,334	3	3,881	,009
	Fehler	169			546		
	Gesamt	172			550		
	Korrigierte Gesamtvariation	171			549		
11. 2006	Korrigiertes Modell	1	8,463	,005	2	1,694	,186
	Konstanter Term	1	7004,194	,000	1	1386,018	,000
	Struktur	1	8,463	,005	2	1,694	,186
	Fehler	90			257		
	Gesamt	92			260		
	Korrigierte Gesamtvariation	91			259		

Die Werte übersteigen das Signifikanzniveau deutlicher als bei der Berechnung für das Jahr 2009. Aus den vorangegangenen Untersuchungen sind nur mehr das Jahr 2002 im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt und das Jahr 2006 im schwallbeeinflussten Abschnitt signifikant.

Analog zur ANOVA für die Äsche wurden auch Berechnungen mit der Fischlänge als abhängige Variable für die Bachforelle angestellt (siehe Tab. 4.29). Die beiden Forellenarten wurden nur im Jahr 2009 untersucht.

Tab. 4.29: Ergebnisse der ANOVA für die Bachforelle in der Drau im Jahr 2009 mit der Fischlänge als abhängige Variable

Befischungstermin	Quelle	schwallbeeinflusst			nicht schwallbeeinflusst		
		df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz
30.06. - 02.07. 2009	Korrigiertes Modell	2	2,337	,113	3	4,235	,008
	Konstanter Term	1	605,308	,000	1	1465,733	,000
	Struktur	2	2,337	,113	3	4,235	,008
	Fehler	31			76		
	Gesamt	34			80		
	Korrigierte Gesamtvariation	33			79		
20.07. - 22.07. 2009	Korrigiertes Modell	3	1,741	,169	3	4,466	,005
	Konstanter Term	1	1098,327	,000	1	3024,644	,000
	Struktur	3	1,741	,169	3	4,466	,005
	Fehler	57			165		
	Gesamt	61			169		
	Korrigierte Gesamtvariation	60			168		
19.08. - 22. 08. 2009	Korrigiertes Modell	2	,416	,662	4	3,067	,018
	Konstanter Term	1	622,179	,000	1	2893,788	,000
	Struktur	2	,416	,662	4	3,067	,018
	Fehler	41			211		
	Gesamt	44			216		
	Korrigierte Gesamtvariation	43			215		
10.10. - 14.10. 2009	Korrigiertes Modell	2	1,679	,235	1	,321	,573
	Konstanter Term	1	724,712	,000	1	1290,337	,000
	Struktur	2	1,679	,235	1	,321	,573
	Fehler	10			55		
	Gesamt	13			57		
	Korrigierte Gesamtvariation	12			56		

Die Ergebnisse der ANOVA zeigen bei den meisten Befischungsterminen keinen signifikanten Einfluss der Strukturen auf die Fischlänge. Die ersten drei Befischungstermine im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt liegen jedoch deutlich unter dem Signifikanzniveau.

Die Ergebnisse der ANOVA für die Regenbogenforelle liegen in der gleichen Größenordnung wie die Werte der Bachforelle (Tab. 4.30).

Tab. 4.30: Ergebnisse der ANOVA für die Regenbogenforelle in der Drau im Jahr 2009 mit der Fischlänge als abhängige Variable

Befischungstermin	Quelle	schwallbeeinflusst			nicht schwallbeeinflusst		
		df	F	Signifikanz	df	F	Signifikanz
30.06. - 02.07. 2009	Korrigiertes Modell	2	1,339	,274	3	6,127	,001
	Konstanter Term	1	207,165	,000	1	1206,423	,000
	Struktur	2	1,339	,274	3	6,127	,001
	Fehler	37			145		
	Gesamt	40			149		
	Korrigierte Gesamtvariation	39			148		
20.07. - 22.07. 2009	Korrigiertes Modell	3	1,906	,139	3	3,316	,022
	Konstanter Term	1	331,970	,000	1	1080,814	,000
	Struktur	3	1,906	,139	3	3,316	,022
	Fehler	55			117		
	Gesamt	59			121		
	Korrigierte Gesamtvariation	58			120		
19.08. - 22. 08. 2009	Korrigiertes Modell	3	2,380	,106	4	18,880	,000
	Konstanter Term	1	136,585	,000	1	747,006	,000
	Struktur	3	2,380	,106	4	18,880	,000
	Fehler	17			85		
	Gesamt	21			90		
	Korrigierte Gesamtvariation	20			89		
10.10. - 14.10. 2009	Korrigiertes Modell	2	4,056	,055	1	,919	,344
	Konstanter Term	1	638,488	,000	1	101,429	,000
	Struktur	2	4,056	,055	1	,919	,344
	Fehler	9			36		
	Gesamt	12			38		
	Korrigierte Gesamtvariation	11			37		

Hervortretend sind im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt die Befischungstermine Ende Juni mit einer Signifikanz von 0,001 und Mitte August mit einer Signifikanz 0,000. Außerdem ist der Befischungstermin im Juli im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt mit 0,022 signifikant.

Bei den anderen Befischungsterminen konnten keine signifikanten Einflüsse festgestellt werden. Im Oktober wurde das Signifikanzniveau im schwallbeeinflussten Abschnitt nur knapp überschritten.

Post-Hoc-Test: Um herauszufinden, welche Strukturen einen statistisch nachweisbaren Unterschied bei der Fischlänge aufweisen, wurde ein Post-Hoc-Test durchgeführt.

Beim Post-Hoc-Test werden paarweise Mehrfachvergleiche zwischen den einzelnen Strukturen und ihrer mittleren Fischlänge angestellt. Für jedes Paar wird eine Signifikanz berechnet, die den statistischen Unterschied der Mittelwerte der Fischlänge jedes Elements angibt.

Der Post-Hoc-Test wurde für die Äsche in der Drau, getrennt nach den unterschiedlich durch Schwall beeinflussten Gewässerabschnitten, durchgeführt. Der Test beinhaltet den Datensatz aus 2009 und den vorangegangenen Untersuchungen (siehe Tab. 4.31).

Tab. 4.31: Ergebnisses des Post-Hoc-Tests mit der Fischlänge [mm] als abhängige Variable für die Äsche in der Drau

Befischungstermin	Struktur (I)	schwallbeeinflusst			nicht schwallbeeinflusst			
		Struktur (J)	Mittlere Differenz (I-J)	Signifikanz	Struktur (J)	Mittlere Differenz (I-J)	Signifikanz	
30.06. - 02.07. 2009	Schotterbank	Bucht	17,11(*)	,000	Bucht	5,14	,117	
		Ufer	13,70(*)	,001	Ufer	11,41(*)	,000	
	Bucht	Schotterbank	-17,11(*)	,000	Schotterbank	-5,14	,117	
		Ufer	-3,42	,195	Ufer	6,27(*)	,004	
	Ufer	Schotterbank	-13,70(*)	,001	Schotterbank	-11,41(*)	,000	
		Bucht	3,42	,195	Bucht	-6,27(*)	,004	
	20.07. - 22.07. 2009	Blockwurf	Schotterbank	-25,51(*)	,020	Schotterbank	5,25	1,000
			Bucht	-4,56	1,000	Bucht	15,36	,121
			Ufer	-11,51	,771	Ufer	11,00	1,000
Schotterbank		Blockwurf	25,51(*)	,020	Blockwurf	-5,25	1,000	
		Bucht	20,95(*)	,006	Bucht	10,11(*)	,020	
		Ufer	14,01	,141	Ufer	5,75	1,000	
Bucht		Blockwurf	4,56	1,000	Blockwurf	-15,36	,121	
		Schotterbank	-20,95(*)	,006	Schotterbank	-10,11(*)	,020	
		Ufer	-6,95	,927	Ufer	-4,36	1,000	
Ufer		Blockwurf	11,51	,771	Blockwurf	-11,00	1,000	
		Schotterbank	-14,01	,141	Schotterbank	-5,75	1,000	
		Bucht	6,95	,927	Bucht	4,36	1,000	

Basiert auf beobachteten Mittelwerten.

(*) Die mittlere Differenz ist auf der Stufe ,05 signifikant.

Nur die Termine Ende Juni und Juli weisen signifikante Ergebnisse auf.

Der Post-Hoc-Test zeigt, dass beim Befischungstermin Ende Juni die Äsche auf Schotterbänken signifikant größer ist, als in Bucht- und Uferstrukturen. Beim Befischungstermin im Juli sind die Unterschiede der mittleren Fischlänge zwar immer noch in derselben Größenordnung gegeben, aber nur mehr im schwallbeeinflussten Abschnitt signifikant.

Bei den restlichen Befischungsterminen (die nicht in der Tabelle enthalten sind) konnten beim Vergleich der mittleren Fischlängen der Äsche in den einzelnen Strukturen ebenfalls keine Signifikanzen mehr festgestellt werden. Dies schließt auch die vorangegangenen Untersuchungen mit ein.

Die Ergebnisse der analogen Post-Hoc-Tests für die beiden Forellenarten weisen nur im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt signifikante Unterschiede in den Strukturen auf (siehe Tab. 4.32).

Tab. 4.32: Ergebnisse des Post-Hoc-Tests mit der Fischlänge [mm] als abhängige Variable für Bach- und Regenbogenforelle in der Drau

Befischungstermin	Struktur (I)	Bachforelle - nicht schwallbeeinflusst			Regenbogenforelle - nicht schwallbeeinflusst		
		Struktur (J)	Mittlere Differenz (I-J)	Signifikanz	Struktur (J)	Mittlere Differenz (I-J)	Signifikanz
30.06. - 02.07. 2009	Blockwurf	Schotterbank	-4,71	1,000	Schotterbank	7,26	,353
		Bucht	2,28	1,000	Bucht	1,43	1,000
		Ufer	5,05	1,000	Ufer	7,33	,296
	Schotterbank	Blockwurf	4,71	1,000	Blockwurf	-7,26	,353
		Bucht	6,99	,176	Bucht	-5,83(*)	,014
		Ufer	9,76(*)	,004	Ufer	,07	1,000
	Bucht	Blockwurf	-2,28	1,000	Blockwurf	-1,43	1,000
		Schotterbank	-6,99	,176	Schotterbank	5,83(*)	,014
		Ufer	2,77	1,000	Ufer	5,90(*)	,002
	Ufer	Blockwurf	-5,05	1,000	Blockwurf	-7,33	,296
		Schotterbank	-9,76(*)	,004	Schotterbank	-,07	1,000
		Bucht	-2,77	1,000	Bucht	-5,90(*)	,002
20.07. - 22.07. 2009	Blockwurf	Schotterbank	-,32	1,000	Schotterbank	-2,35	1,000
		Bucht	7,92	,088	Bucht	6,18	,810
		Ufer	1,25	1,000	Ufer	1,97	1,000
	Schotterbank	Blockwurf	,32	1,000	Blockwurf	2,35	1,000
		Bucht	8,24(*)	,003	Bucht	8,53(*)	,019
		Ufer	1,57	1,000	Ufer	4,32	,835
	Bucht	Blockwurf	-7,92	,088	Blockwurf	-6,18	,810
		Schotterbank	-8,24(*)	,003	Schotterbank	-8,53(*)	,019
		Ufer	-6,67	,191	Ufer	-4,21	,502
	Ufer	Blockwurf	-1,25	1,000	Blockwurf	-1,97	1,000
		Schotterbank	-1,57	1,000	Schotterbank	-4,32	,835
		Bucht	6,67	,191	Bucht	4,21	,502

Basiert auf beobachteten Mittelwerten.

(*) Die mittlere Differenz ist auf der Stufe ,05 signifikant.

Bei den Terminen Ende Juni und Juli ist die Bachforelle im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt in Schotterbänken signifikant größer als in Ufer- bzw. Buchtstrukturen. Die Signifikanz liegt Ende Juni bei 0,004 und im Juli bei 0,003.

Die Regenbogenforelle ist beim Befischungstermin Ende Juni in Buchten signifikant größer als in Schotterbänken (0,014) und Ufern (0,002). Beim darauffolgenden Termin sind die Regenbogenforellen auf Schotterbänken mit einer Signifikanz von 0,019 größer als die Fische in Buchtstrukturen.

4.3.3 Habitatnutzungskurven

Für die Erstellung von Nutzungskurven wurden neben den Daten aus den Befischungen im Jahr 2009 zusätzliche Daten aus den eigens dafür durchgeführten Befischungen im Jahr 2010 herangezogen (siehe Kapitel 3.3.2).

4.3.3.1 Befischte Fläche und Gesamtfang im Jahr 2010

Insgesamt wurde im Jahr 2010 eine Gesamtlänge von ca. 5 km bearbeitet, wobei die Breite der insgesamt 63 befischten Strukturen - abhängig von den jeweiligen Strukturverhältnissen - zwischen 1 m und 38 m variiert. Die Aufnahme-Methode wurde analog zur Datengewinnung im Jahr 2009 durchgeführt (siehe Kapitel 3.2.2).

Bei den Strukturbefischungen im Jahr 2010 wurden insgesamt 1.696 Fische aus 20 Arten gefangen. Der Fang setzt sich aus 14,5% Äitel, 14,2% Karausche, 13,3% Elritze, 12,1% Bachforelle, 11,7% Äsche, 9,1% Rotfeder, 7,0% Regenbogenforelle, 5% Bachschmerle, 3,4% Strömer sowie Aalrutte, Koppe, Rotaugen, Flussbarsch, Schleie, Gründling, Stichling, Neunaugen, Giebel, Bitterling und Bachsaibling (je < 2%) zusammen.

Von den genauer untersuchten juvenilen Salmoniden wurden 199 Äschen, 206 Bachforellen und 118 Regenbogenforellen in beiden Gewässerabschnitten gefangen (siehe Tab. 4.33).

Tab. 4.33: Anzahl der gefangenen 0+-Fische in der Drau im Jahr 2010

Fischart + Befischungstermin	schwallbeeinflusst							nicht schwallbeeinflusst							Summe Σ
	BW	BU	BUHNE	SB	SA	TÜ	UF	BW	BU	BUHNE	SB	SA	TÜ	UF	
Äsche	2	2	6	72	21			2	4	3	42	31	6	8	199
19.07. - 22.07. 2010				46	1						2	23	6	2	80
09.08. - 10.08. 2010	2	2	6	26	20			2	4	3	40	8		6	119
Bachforelle				5	9										206
19.07. - 22.07. 2010	1		4	2	12						7	39	2	4	66
09.08. - 10.08. 2010								13	2	13	42	33		18	140
Regenbogenforelle			4	10	11			3	3	10	22	42	1	12	118
19.07. - 22.07. 2010				3	2						3	27	1	5	41
09.08. - 10.08. 2010			4	10	9			3	3	10	22	42	1	12	118
Summe	3	2	14	89	53			18	9	26	113	145	9	42	523

Mehr als die Hälfte aller Äschen (114 Stück), fast ein Drittel aller Regenbogenforellen (32 Stück) und mehr als ein Viertel aller Bachforelle (56 Stück) wurden auf Schotterbänken gefangen. Dies weist, wie bei der Auswertung der Befischungsdaten aus dem Jahr 2009 (siehe Kapitel 4.3.1 und 4.3.2) auf die Wichtigkeit der Schotterbänke für juvenile Äschen hin.

Ebenso wird der Habitattyp Seitenarm, vermutlich aufgrund seiner heterogenen Habitateigenschaften von den juvenilen Salmoniden gern angenommen.

In den nicht permanent angebotenen Augewässern (Tümpeln) wurden vor allem stagnophile Arten wie Karausche (239 Stück), Rotfeder (115 Stück) und Elritze (220 Stück) gefangen.

4.3.3.2 Habitatnutzung juveniler Äschen zwischen Juni und Oktober

Durch die Ermittlung von Habitatparametern an den unmittelbaren Stand- bzw. Fangorten der untersuchten Fischarten konnten monatliche Nutzungskurven der juvenilen Äschen erstellt werden (siehe Kapitel 3.3.2.2).

Die spezifischere Charakterisierung der tatsächlich genutzten Habitate der Jungäschen über die Monate Juni, Juli, August und Oktober der Jahre 2009 und 2010 erfolgt anhand der Parameter Wassertiefe und mittlere Fließgeschwindigkeit.

4.3.3.2.1 Nutzungskurven zur Wassertiefe

Hinsichtlich der Wassertiefe liegen die Habitate der Jungäschen bei den untersuchten Monaten Juni bis Oktober im Bereich zwischen 0,05 m und 0,8 m (siehe Abb. 4.21 bis Abb. 4.24).

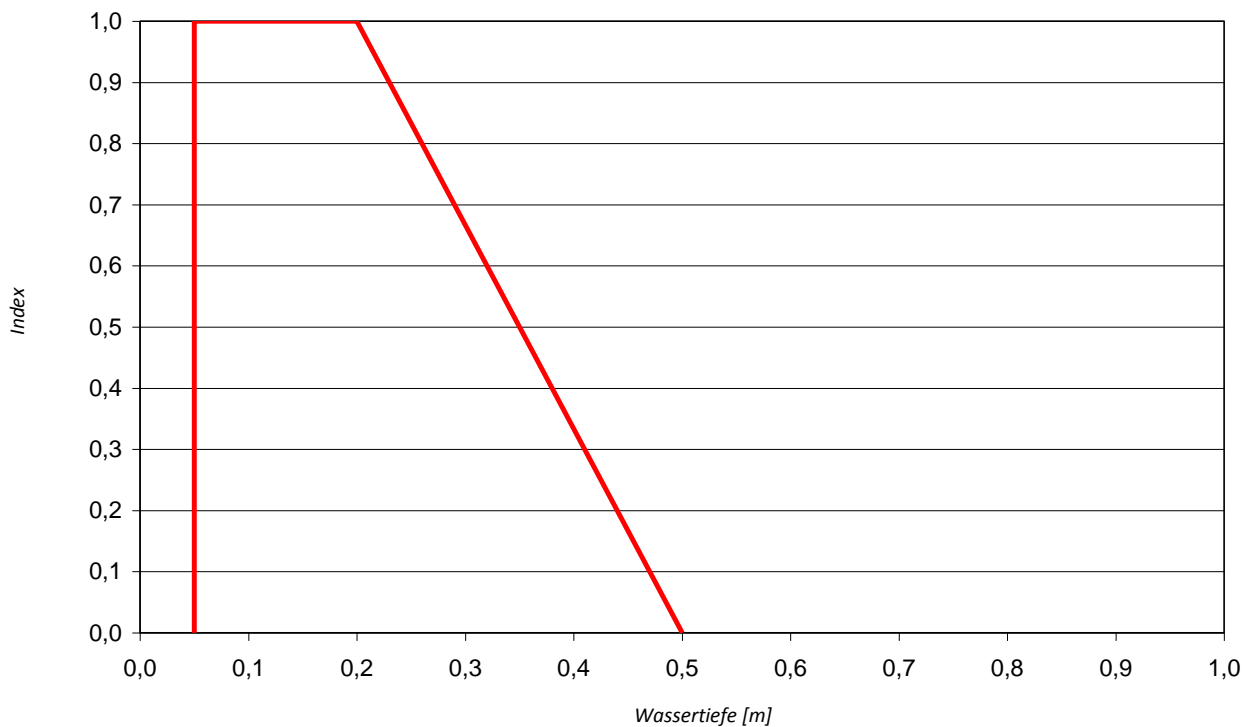


Abb. 4.21: Nutzungskurve der Jungäschen zur Wassertiefe im Monat Juni der Jahre 2009 und 2010

Die geglättete Nutzungskurve im Juni zeigt, dass die juvenilen Äschen zu diesem Zeitpunkt seichtere Bereiche mit Wassertiefen von 0,05 m bis 0,5 m bevorzugen (siehe Abb. 4.21). Der am Häufigsten genutzte Bereich liegt zwischen 0,05 m und 0,2 m (Nutzungsindex 1).

Die Kurve der Nutzung im Juli lässt erkennen, dass die Jungäschen hier Tiefen von 0,05 m bis 0,7 m favorisieren (siehe Abb. 4.22). Die geglättete Nutzungskurve besitzt ihr Optimum zwischen 0,05 m und 0,35 m (Nutzungsindex 1) und läuft bei 0,7 m (Nutzungsindex 0) aus, tiefere Bereiche werden somit nicht genutzt.

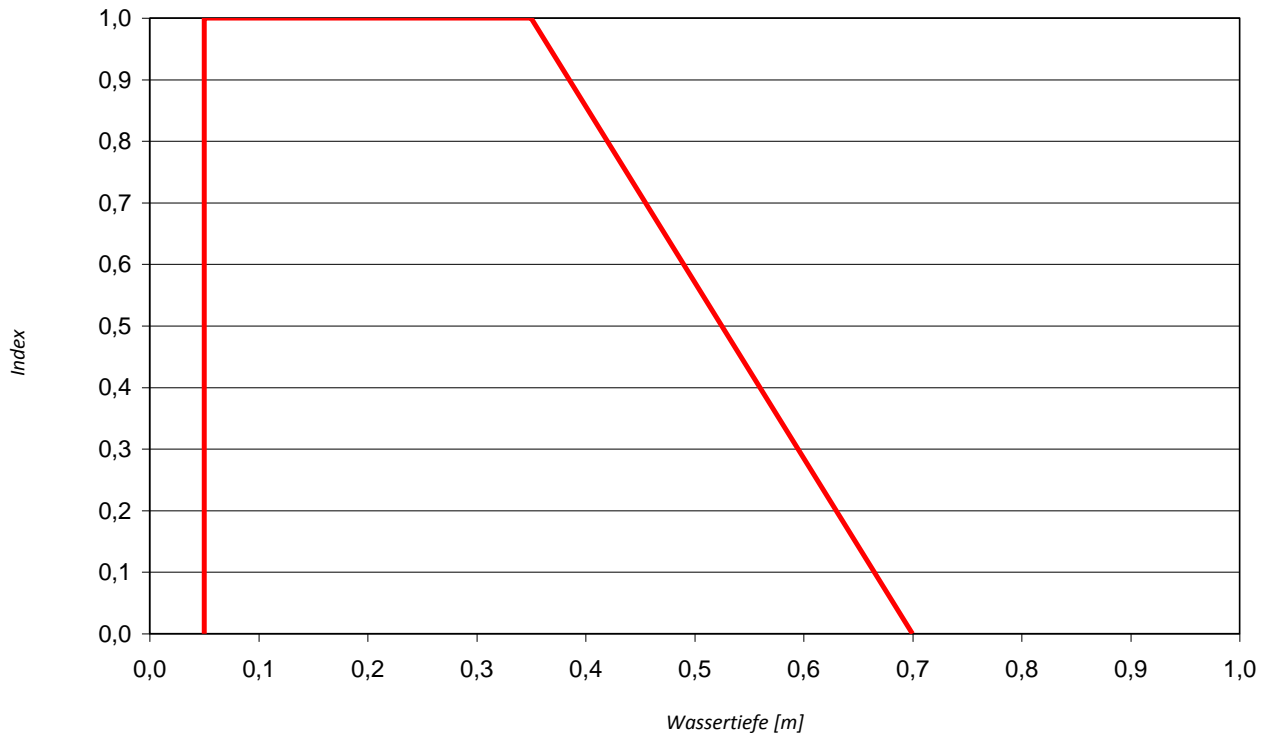


Abb. 4.22: Nutzungskurve der Jungäschchen zur Wassertiefe im Monat Juli der Jahre 2009 und 2010

Die Darstellung der geglätteten Nutzungskurve im August zeigt, dass die juvenilen Äschen hier Tiefen von 0,1 m bis 0,7 m bevorzugen (siehe Abb. 4.23). Der am Häufigsten genutzte Bereich liegt zwischen 0,2 m und 0,45 m (Nutzungsindex 1).

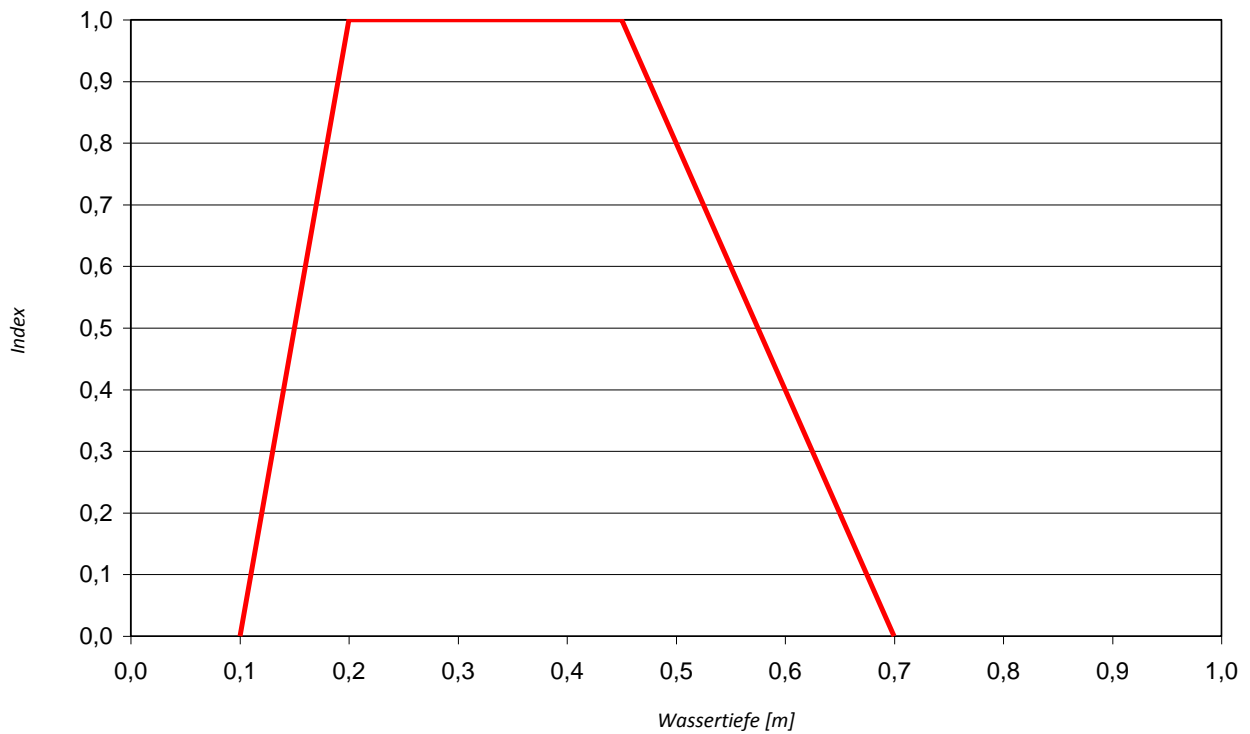


Abb. 4.23: Nutzungskurve der Jungäschchen zur Wassertiefe im Monat August der Jahre 2009 und 2010

Der favorisierte Bereich der Jungäschen im Monat Oktober, befindet sich, im Vergleich zu den voran gegangenen Monaten bereits in tieferen Bereichen von 0,2 m bis 0,8 m ersichtlich (siehe Abb. 4.24). Die Kurve der Nutzung besitzt ihr Optimum zwischen 0,35 m und 0,55 m (Nutzungsindex 1).

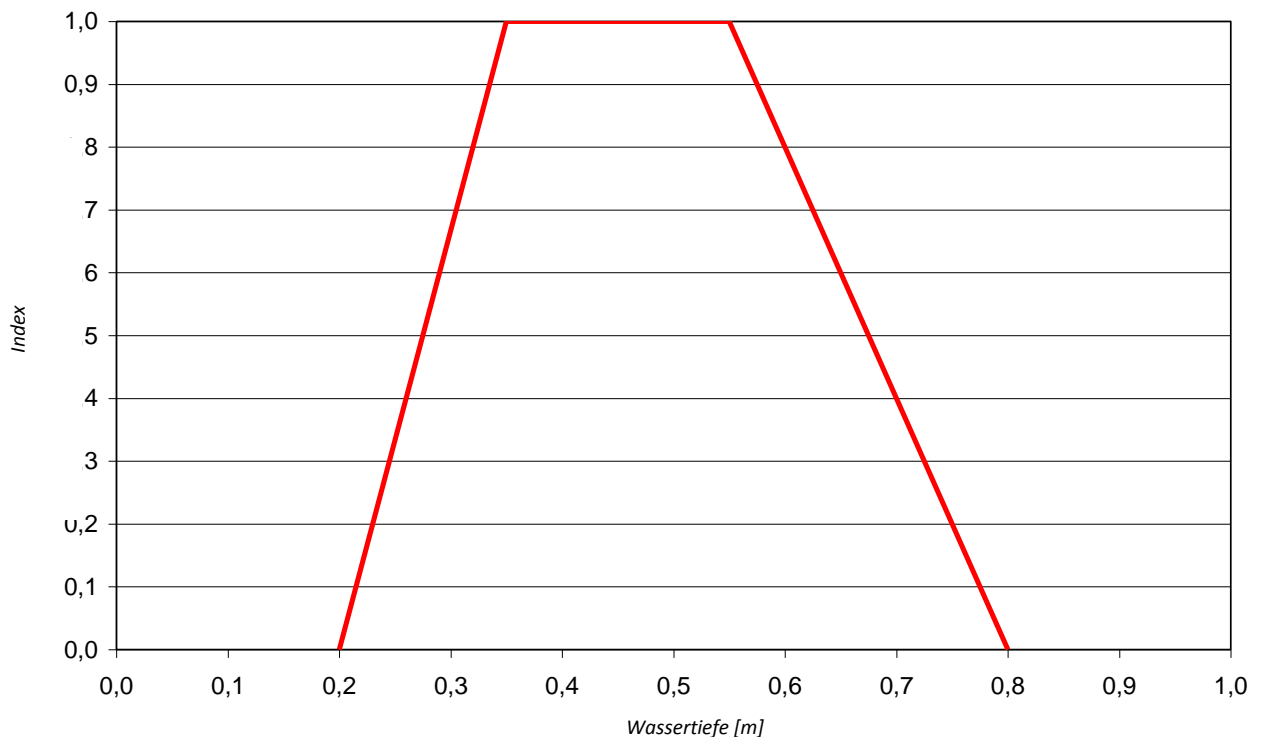


Abb. 4.24: Nutzungskurve der Jungäschen zur Wassertiefe im Monat Oktober der Jahre 2009 und 2010

Wie bei der vorangehenden Längenhäufigkeitsverteilungen (siehe Kapitel 4.3.2) zeigt sich anhand der Nutzungskurven, dass sich juvenilen Äsche mit zunehmender Größe bzw. zunehmendem Alter in tieferen Gewässerbereichen aufhalten.

4.3.3.2.2 Nutzungskurven zur mittleren Fließgeschwindigkeit

Hinsichtlich der mittleren Fließgeschwindigkeit liegen die Habitate der Jungäschen bei den Erhebungen über alle Monate gesehen im Bereich von 0,0 m/s bis 1,0 m/s (siehe Abb. 4.25 bis Abb. 4.28).

Die geglättete Nutzungskurve im Juni zeigt, dass die juvenilen Äschen zu diesem Zeitpunkt stehende bzw. strömungsberuhigte Bereiche mit den mittleren Fließgeschwindigkeiten von 0,0 m/s bis 0,3 m/s bevorzugen (siehe Abb. 4.25). Der am Häufigsten genutzte Bereich liegt zwischen 0,0 m/s und 0,1 m/s (Nutzungsindex 1).

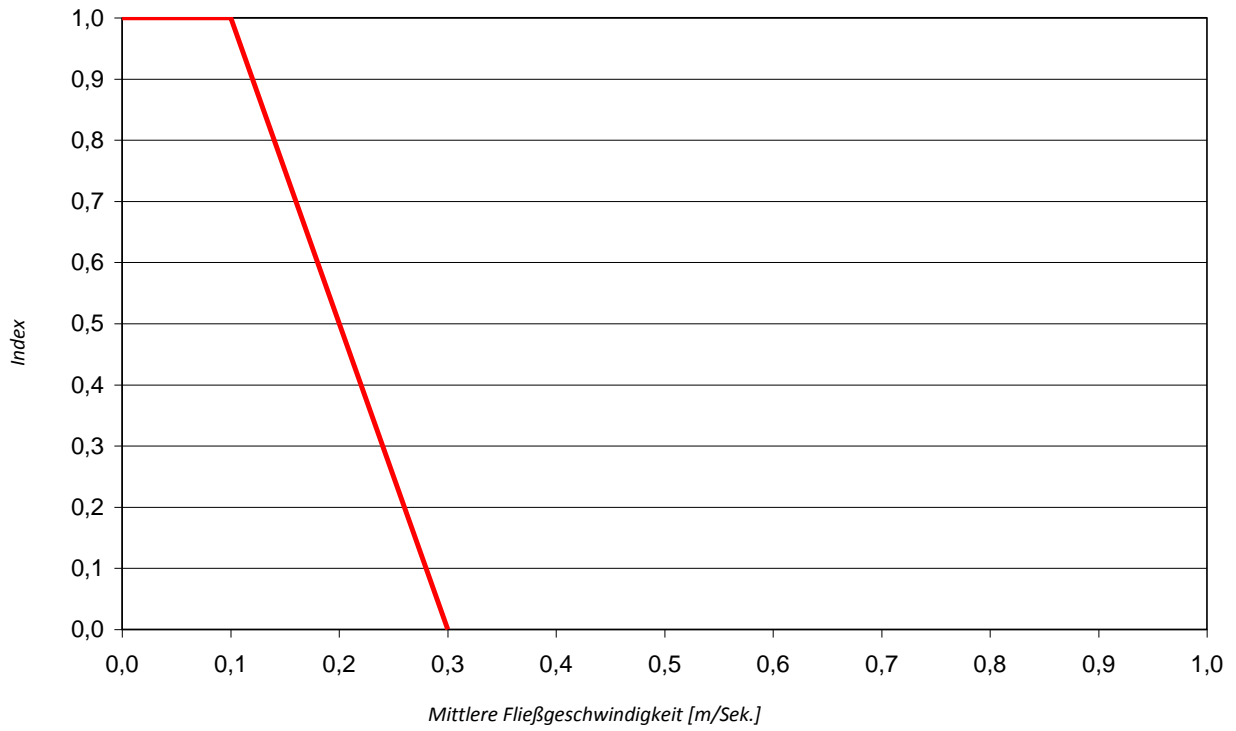


Abb. 4.25: Nutzungskurve der Jungärschen zur mittleren Fließgeschwindigkeit im Monat Juni der Jahre 2009 und 2010

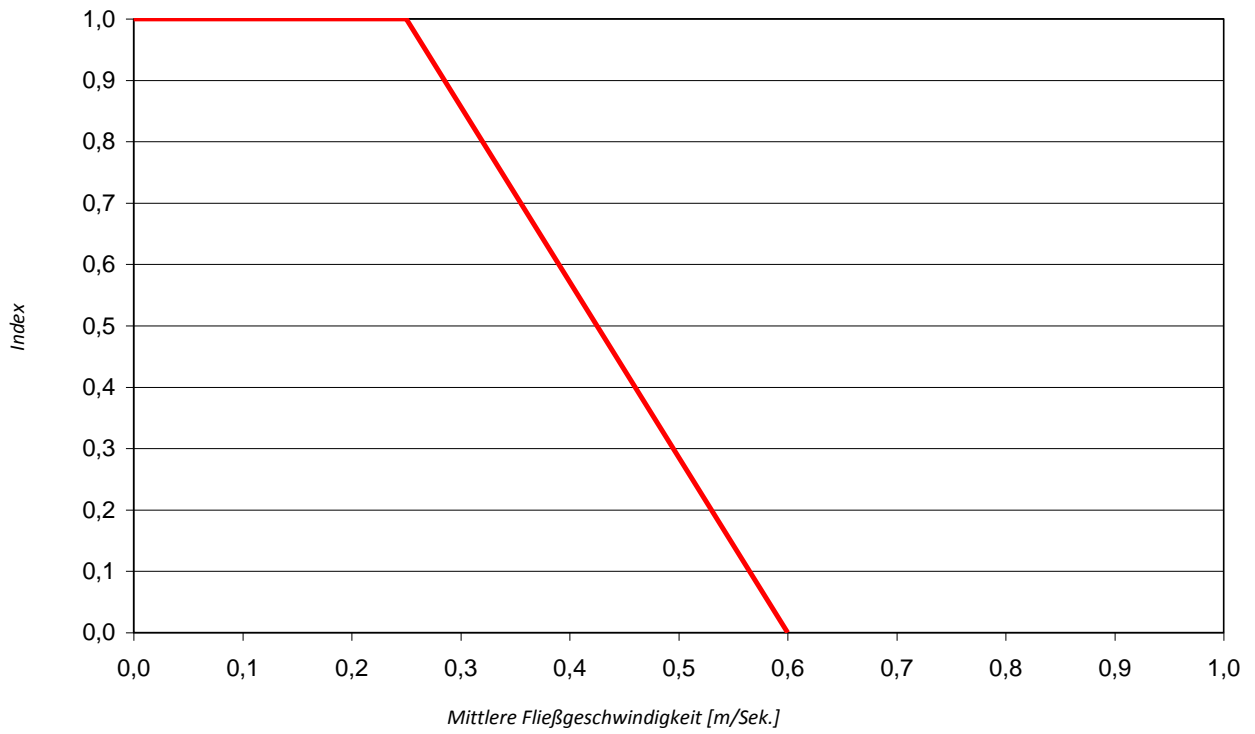


Abb. 4.26: Nutzungskurve der Jungärschen zur mittleren Fließgeschwindigkeit im Monat Juli der Jahre 2009 und 2010

Die Kurve der Nutzung im Juli lässt erkennen, dass die Jungäschen hier mittlere Fließgeschwindigkeiten von 0,0 m/s bis 0,6 m/s favorisieren (siehe Abb. 4.26). Die geglättete Nutzungskurve besitzt ihr Optimum zwischen 0,0 m/s und 0,25 m/s (Nutzungsindex 1) und verläuft auf jener Seite des rascher fließenden Bereichs in einer Geraden hin zu 0,6 m/s (Nutzungsindex 0).

Die Darstellung der geglätteten Nutzungskurve im August zeigt, dass die juvenilen Äschen zu diesem Zeitpunkt mittlere Fließgeschwindigkeiten von 0,0 m/s bis 1,0 m/s bevorzugen (siehe Abb. 4.27). Der am Häufigsten genutzte Bereich liegt zwischen 0,0 m/s und 0,5 m/s (Nutzungsindex 1).

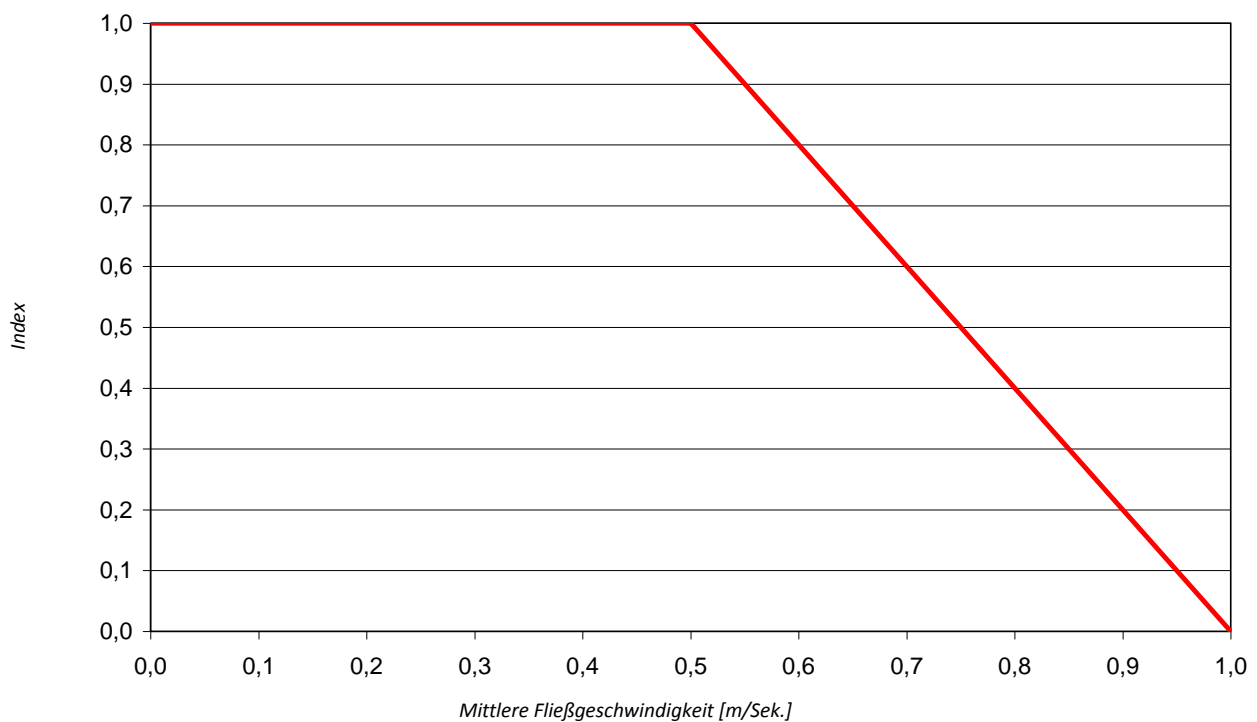


Abb. 4.27: Nutzungskurve der Jungäschen zur mittleren Fließgeschwindigkeit im Monat August der Jahre 2009 und 2010

Der favorisierte Bereich der Jungäschen im Monat Oktober, befindet sich, im Vergleich zu den vorangegangenen Monaten bereits zum Teil in Bereichen mit höheren mittleren Fließgeschwindigkeiten von 0,0 m/s bis 1,0 m/s, ersichtlich (siehe Abb. 4.28). Die Kurve der Nutzung besitzt ihr Optimum zwischen 0,2 m/s und 0,85 m/s (Nutzungsindex 1).

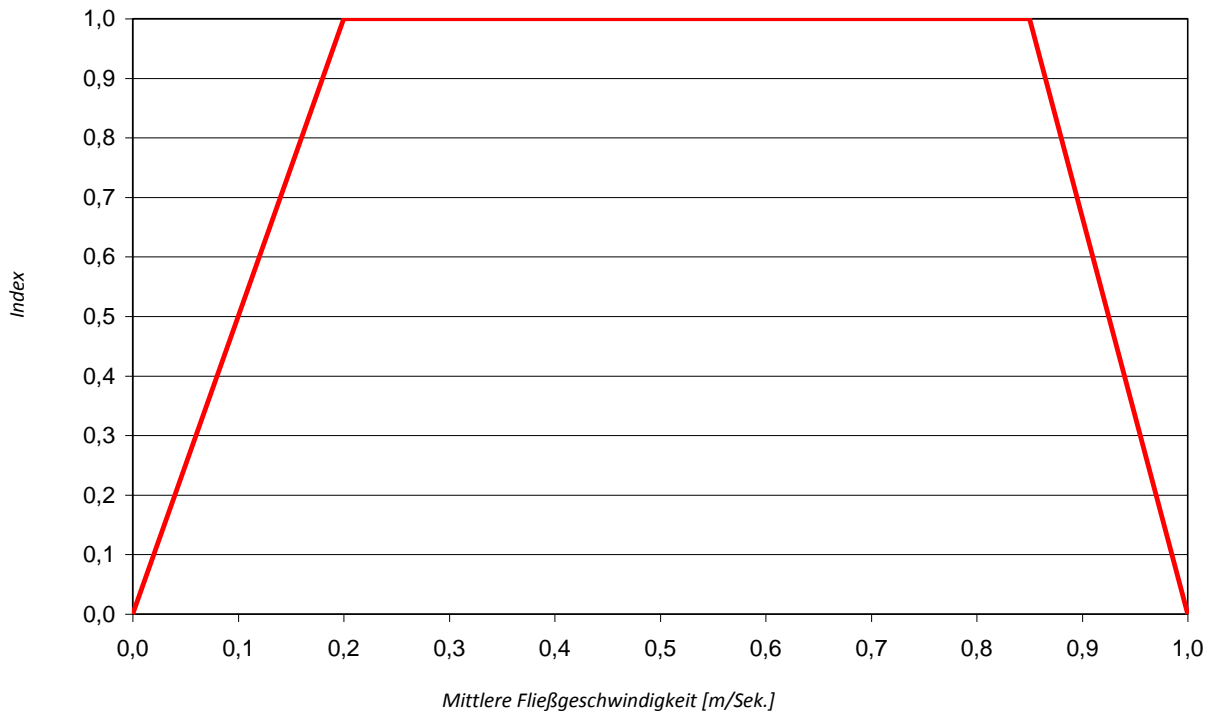


Abb. 4.28: Nutzungskurve der Jungäschen zur mittleren Fließgeschwindigkeit im Monat Oktober der Jahre 2009 und 2010

Analog wie bei den Nutzungskurven zur Wassertiefe, geben die Nutzungskurven zur Fließgeschwindigkeit den Trend zur Habitatverlagerung mit zunehmendem Alter der Fische wieder. Im Herbst halten sich die juvenilen Äschen in schneller fließenden Bereichen als im Frühjahr oder im Sommer auf.

Die Erkenntnisse aus den Nutzungskurven decken sich mit den Ergebnissen aus der Analyse der Längenhäufigkeitsverteilung (siehe Kapitel 4.3.2).

4.3.4 Hydromorphologische Modellierung

Die oben beschriebene Habitatnutzung wurde mit dem Geländemodell, das durch die Arbeitsgruppe Habersack/Hauer erstellt wurde, die vorrangig das Projekt Schwall 2012 bearbeiten, verschnitten.

So können die nutzbaren Habitate für die Modellierungsbereiche in Spittal bzw. Rosenheim in Abhängigkeit des Wasserstandes/Wasserführung quantifiziert und graphisch dargestellt werden.

In Abb. 4.29 ist als Beispiel einer solchen Analyse ein Abschnitt in der Maßnahme Rosenheim im Oktober bei mittlerer Niederwasserführung (MNQ) dargestellt. Die für die Jungfischstadien nutzbaren Bereiche sind in den Farben Rot bis Grün ausgewiesen. Blaue Bereiche haben einen sehr geringen Nutzungsindex und sind als Lebensraum für die Jungfische ungeeignet.

Besonders am linken Ufer sind vergleichsweise große Bereiche als Lebensraum für die Jungfische nutzbar, während rechtsufrig v.a. in ufernahen Bereichen geeigneter Lebensraum vorliegt.

Wird nun die Drau mit 110 m³/s beschwallt, kommt es zu einer massiven Verschiebung der geeigneten Lebensräume (siehe Abb. 4.30). Linksufrig beschränkt sich der nutzbare Lebensraum auf den unmittelbaren Uferstreifen, während rechtsufrig, durch die Benetzung der flach geneigten Schotterbank etwas mehr geeigneter Lebensraum zur Verfügung steht, als in der Sunksituation.

Im dargestellten Bereich lebende Jungfische sind täglich mit sich rasch verändernden Wasserständen konfrontiert und müssen ihre Einstände in Abhängigkeit der Wasserführung ändern bzw. vergleichsweise großräumige Habitatwechsel vollziehen.

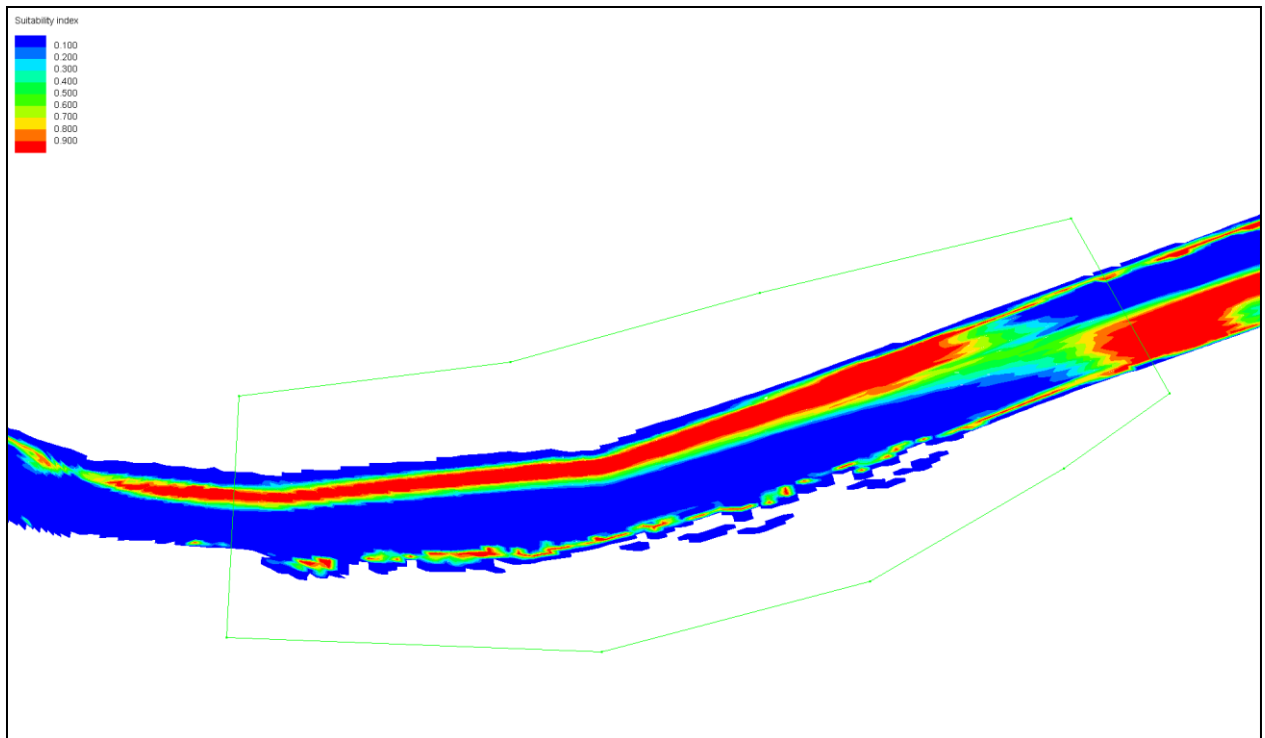


Abb. 4.29: Habitateigung für 0+-Äschen eines Drauabschnitts bei Rosenheim bei MNQ im Oktober

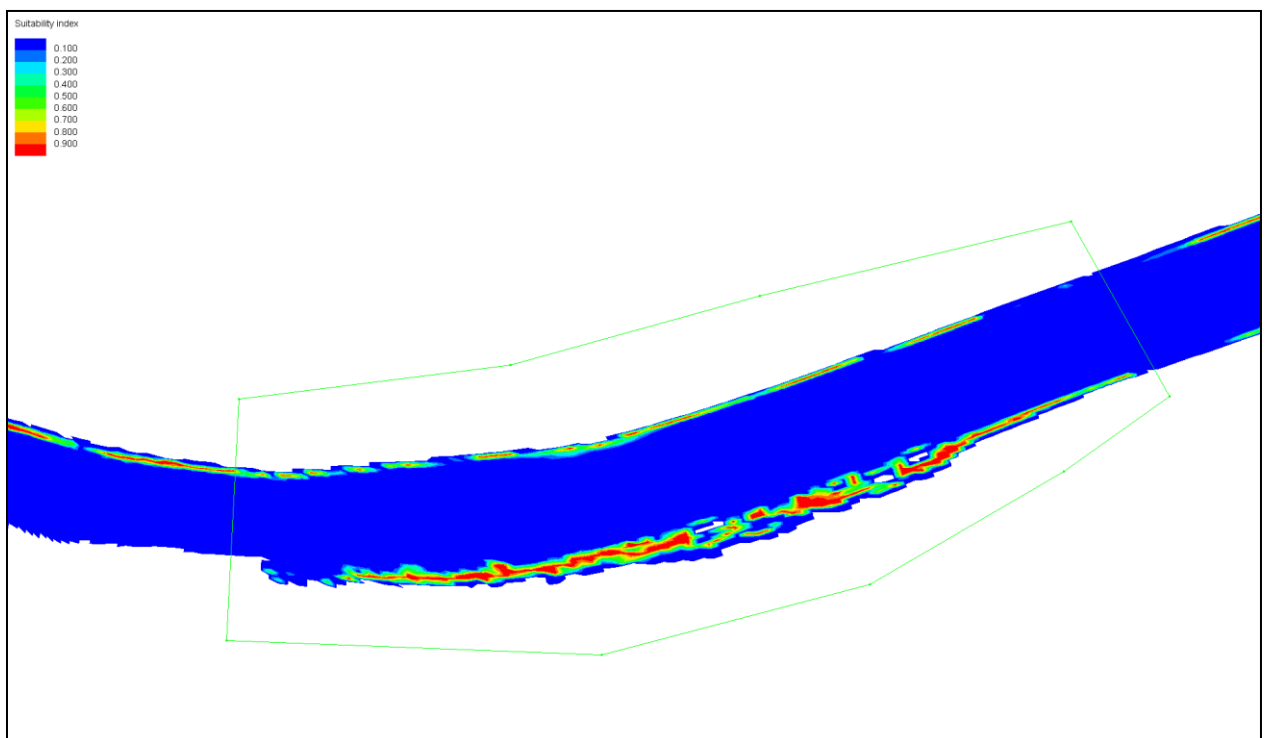


Abb. 4.30: Habitateigung für 0+-Äschen eines Drauabschnitts bei Rosenheim bei MNQ + 110 m³/s Swall im Oktober

4.4 Ergebnisse zu Hypothese 4



Hypothese 4:

Zwischen Spätherbst und Frühling kommt es zu Energiedefiziten in durch Schwall beeinflussten Bereichen, die über die Wintermonate zu erhöhter Mortalität führen.



4.4.1 Fettkonzentrationen der Äsche

Lipide und deren Fettsäuren werden in Fischen untersucht, um deren zurückbehaltene biochemische Nahrungsqualität abzuschätzen sowie Rückschlüsse auf den physiologischen Zustand von Fischen zu ziehen (Tocher 2003; Arts et al. 2009).

Mehrfach ungesättigte Fettsäuren ("PUFA"; polyunsaturated fatty acids), vor allem der Omega-3-Gruppe (n-3 PUFA), haben meist Algenursprung, werden folglich durch Fraß in den Fischen abgelagert und sind für Zell- und Gewebeaufbau essentiell. Fische benötigen PUFA weiters für ihr somatisches Wachstum (Goedkoop et al. 2007; Nielsen et al. 2005) und um ihr Überleben bei tiefen Wassertemperaturen zu ermöglichen. Letzteres ist von großer Bedeutung, da wechselwarme Fische bei sehr kalten Temperaturen durch PUFA ihre Zellmembranen elastisch halten können (Prinzip der "homeoviskösen Membranadaptation"; Sinensky 1974). Es ist möglich, dass Fische durch Kälteschock, etwa durch rasches Ablassen von kaltem Stauwasser, großem physiologischen Stress ausgesetzt werden und möglicherweise nicht überleben.

Dieses Kapitel untersucht die Gesamtfett- sowie spezifische Fettsäurezusammensetzung in Äschen aus Schwall- und Nicht-Schwallregionen. Ziel dieser Untersuchung ist eine Evaluierung wie sich Gesamtfett und essentielle Fettsäuren in Äschen beider Untersuchungsregionen auf erhöhte Mortalität von Äschen im Schwallbereich auswirken kann. Es wurde die Hypothese getestet, dass höhere Mortalität in den Wintermonaten von Äschen im Schwallbereich auf geringere Fettkonzentrationen sowie geringere Konzentrationen von PUFA zurückzuführen sind.

4.4.1.1 Gesamtfettkonzentration

Die Gesamtfettkonzentrationen waren insgesamt nicht signifikant unterschiedlich ($p = 0,7$) zwischen Äschen in Schwallregionen ($118 \pm 3,6$ mg/g Trockengewicht) und Nicht-Schwallregionen ($116 \pm 4,3$ mg/g Trockengewicht). Bei monatlichen Unterscheidungen von Gesamtfettkonzentrationen stellte sich heraus, dass im September und Oktober 2009 die Gesamtfettkonzentrationen von Äschen im Schwallgebiet signifikant höher waren als jene im Nicht-Schwallgebiet. Während der Wintermonate waren die Gesamtfettkonzentrationen statistisch nicht unterschiedlich (siehe Abb. 4.31).

Die höheren Gesamtfettkonzentrationen von Äschen in Schwallgebieten zeigen, dass höhere Mortalität von Äschen aus Schwallgebieten nicht durch Mangel an Gesamtenergie zu erklären ist. Diese Daten weisen darauf hin, dass Schwallstrecken (im Herbst 2009) für mehr Energieanreicherung in Äschen sorgen als in Nicht-Schwallstrecken.

Während der Wintermonate ist die Gesamtenergie in Äschen beider Untersuchungsgebiete ähnlich, d.h. die gespeicherte Winterenergie (Gesamtfettkonzentrationen) ist für unterschiedliche Mortalität nicht ausschlaggebend.

► Totallipide

p=0,428

Sept. p=0,009

Okt. p=0,002

Nov. p=0,567

Dez. p=0,235

Feb. p=0,177

März p=0,929

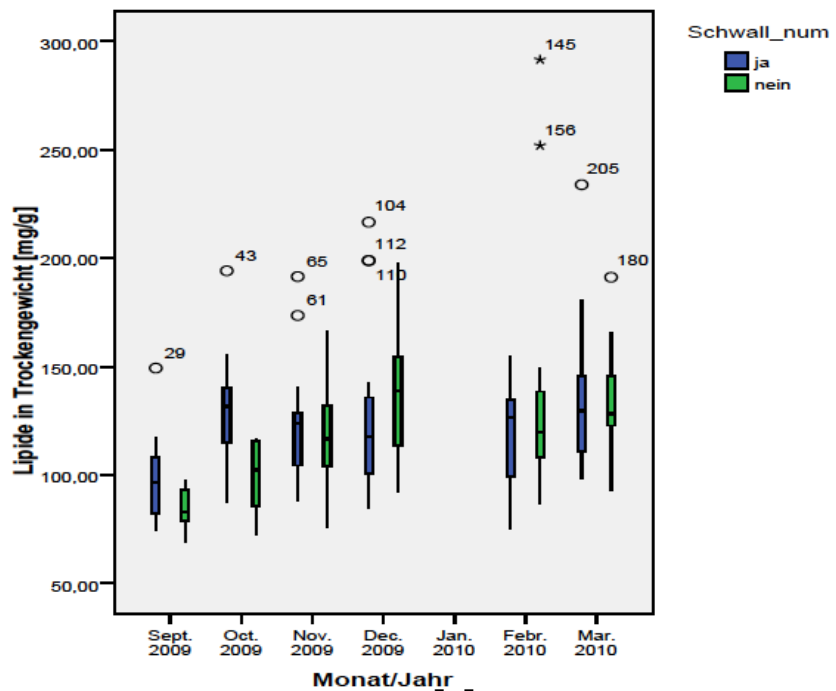


Abb. 4.31: Totallipidkonzentrationen von Äschen in Schwall- (blau) und Nicht-Schwall-Regionen (grün)..

4.4.1.2 Konzentration von mehrfach ungesättigte Fettsäuren (PUFA)

Zusätzlich zur gespeicherten Gesamtenergie können spezifische Fettsäuren, die „Bausteine“ für Zellmembranen sind, als Maß des physiologischen Zustands von Fischen sein. Es wurde in anderen Süßwasserfischen belegt, dass das Ausmaß an PUFA in deren Zellmembranen für frühe Mortalität bzw. Entwicklungsrückstände ursächlich ist (Snyder and Hennessey 2003; Koven et al. 2001; Lee et al. 1967). PUFA wurden kürzlich als Indikatoren für die Fischgesundheit herangezogen, wobei festgestellt wurde, dass die langkettige Omega-3-Fettsäure Docosahexaensäure als wichtiges Maß für Fischgesundheit verwendet wird (Wagner et al. 2010). Wie in der Einleitung festgehalten, sind PUFA in Fischen wichtig für deren Überleben bei kalten Temperaturen.

Konzentrationen von PUFA in den untersuchten Äschen waren, mit Ausnahme von höheren PUFA Konzentrationen im Oktober, nicht unterschiedlich (siehe Abb. 4.32).

Diese Resultate weisen deutlich darauf hin, dass die essentiellen PUFA-Konzentrationen in Äschen nicht mit höherer Mortalität von Äschen in Schwallstrecken verbunden werden können. Nachdem alle essentiellen PUFA durch Nahrung zugeführt werden müssen, kann geschlossen werden, dass keine der beiden Untersuchungsstrecken unterschiedliche PUFA-Retentionen in den Äschen bewirken. Schließlich sind Äschen der beiden Untersuchungsstrecken, gemessen an den essentiellen PUFA-Konzentrationen, von gleich hoher Fettqualität.

► PUFA

p=0,573

Sept. p=0,655

Okt. p=0,004

Nov. p=0,190

Dez. p=0,650

Febr. p=0,639

März p=0,270

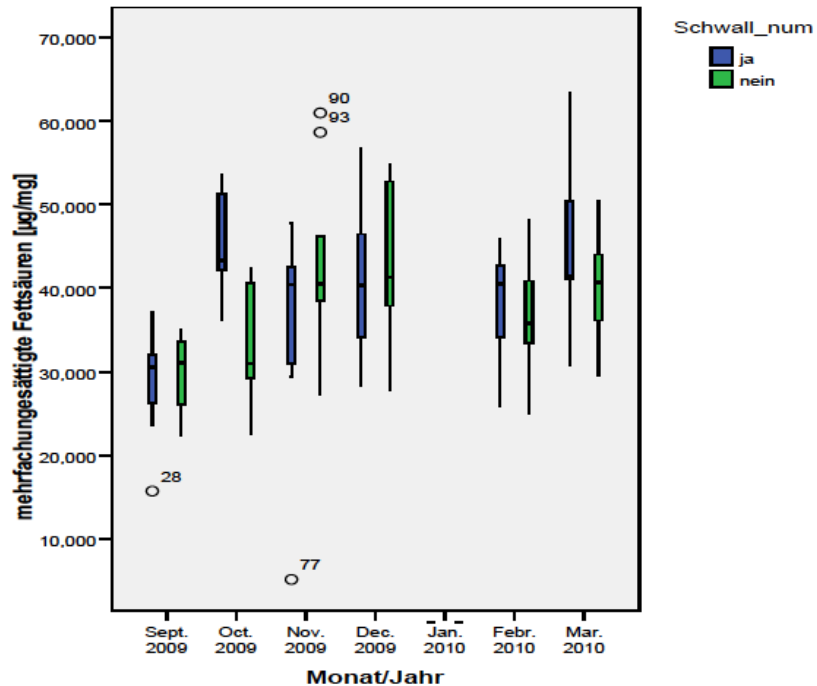


Abb. 4.32: Konzentrationen an mehrfach ungesättigte Fettsäuren (PUFA) von Äschen in Schwall- (blau) und Nicht-Schwall-Regionen (grün).

4.4.1.3 Konzentration der langkettigen Omega-3-Fettsäure (DHA)

Eine wichtige Omega-3-Fettsäure, die von allen Fischen am stärksten zurückbehalten wird, ist die langkettige Docosahexaensäure (DHA; 22:6n-3). Diese Fettsäure vermag durch ihre 6 Doppelbindungen die Zellmembranen von Fischen selbst bei tiefen Temperaturen elastisch zu halten, wodurch zelluläre Aktivität aufrecht erhalten bleibt (Stillwell and Wassall 2003).

Konzentrationen der wichtigen Omega-3-Fettsäure DHA steigen von September bis Dezember stetig an und erhalten hohe Konzentrationen (ca. 20 mg/g Trockengewicht) bis März. Dieser Anstieg wird auch in anderen Wassertieren beschrieben und zeigt die Fähigkeit dieser Tiere, sich durch Anreicherung der wichtigen DHA auf tiefe Wassertemperaturen einstellen zu können, um überleben zu können. Diese Strategie wird als "homeovisköse Membranadaptation" bezeichnet (siehe oben; Sinensky 1974).

DHA Konzentrationen verhalten sich in allen Fischen beider Untersuchungsgebiete ähnlich. Im Oktober waren DHA Konzentrationen von Äschen in Schwallstrecken höher als in Nicht-Schwallstrecken (siehe Abb. 4.33).

Im März hingegen wiesen Äschen in Schwallstrecken signifikant geringere DHA Konzentrationen auf als Äschen in Nicht-Schwallstrecken, was auf unterschiedliche Verfügbarkeit von Nahrungsqualität (in Bezug auf DHA) zurückführbar sein kann. Biochemische Untersuchungen der jeweiligen Futterqualität konnten im vorliegenden Projekt nicht durchgeführt werden. Es wird festgehalten, dass essentielles DHA in Äschen beider Untersuchungsgebiete stets zurückbehalten wurde und nicht an der höheren Mortalität von Äschen in Schwallgebieten verantwortlich ist. Äschen in allen Untersuchungsstrecken vermögen sich durch steigende DHA Konzentrationen an tiefer werdende Temperaturen zu adaptieren.

► DHA

p=0,262

Sept. p=0,185

Okt. p=0,000

Nov. p=0,801

Dez. p=0,049

Feb. p=0,825

März p=0,007

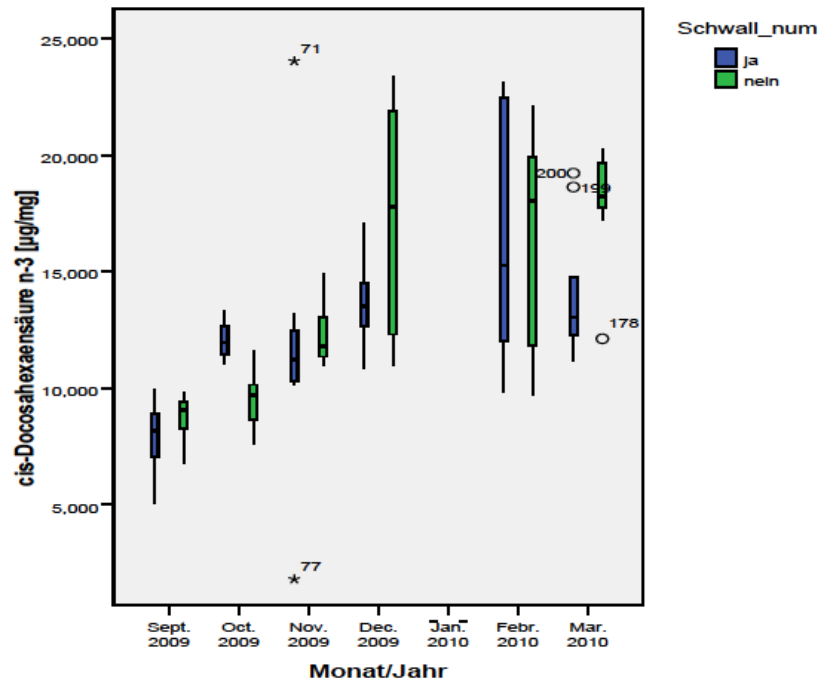


Abb. 4.33: Konzentrationen der langkettigen Omega-3-Fettsäure "Docosahexaensäure" (DHA) in Äschen von Schwall- (blau) und Nicht-Schwall-Regionen (grün).

4.5 Ergebnisse zu Hypothese 5



Hypothese 5:

Reduzierte Nahrungsverfügbarkeit und/oder Temperaturänderungen in durch Schwall beeinflussten Abschnitten sind für die geringen (Winter-)Überlebensraten juveniler Äschen verantwortlich.



Die Überlebens- und Wachstumsraten von Jungfischen sind eng mit der Verfügbarkeit von Nahrung verknüpft. In Schwallstrecken sind Biomassen und Individuendichten benthischer Evertebraten grundsätzlich reduziert. Zur Überprüfung der Nahrungsverfügbarkeit entsprechend der Hypothese 5, wurden drei Themen behandelt.

- Zustand des Makrozoobenthos im Gewässer
- Magenanalysen juveniler Äschen
- Untersuchung der Wassertemperatur

4.5.1 Zustand des Makrozoobenthos im Gewässer

4.5.1.1 MHS-Proben

4.5.1.1.1 Ergebnis Screening-Methode

In Abb. 4.34 bis Abb. 4.37 ist der Verlauf der Anzahl der Screening Taxa, der Sensitiven Taxa, des Degradations-Scores sowie der Saprobie-Scores für Drau und Möll an beiden Probesterminen dargestellt. Der blaue Bereich kennzeichnet den sehr guten, der grüne Bereich den guten Zustand und der gelbe Bereich kennzeichnet Handlungsbedarf bezogen auf den zutreffenden Flusstyp.

Der Metric Screening Taxa wird für große Alpine Flüsse nicht in die Bewertung miteinbezogen, weswegen nur für die Möll eine farbige Hinterlegung in Klassen in Abb. 4.34 angegeben ist.

Die Anzahl der Screening Taxa liegt im August 2009 an den drei Untersuchungsstellen der Drau zwischen 16 (Nikolsdorf) und 22 (Kleblach). Die Stelle Rosenheim liegt mit 20 Taxa dazwischen. An der Möll wird mit 33 Screening Taxa ein sehr guter Zustand indiziert.

Im März 2010 ist die Anzahl der Screening Taxa an den untersuchten Stellen der Drau höher als im August des Vorjahres, in Nikolsdorf ist mit 30 Taxa der höchste Wert gegeben, die beiden folgenden Stellen im Flussverlauf weisen jeweils 24 Taxa auf. An der Möll wurde ein Taxon weniger gefunden als im Sommer, wobei der sehr gute Zustand aber trotzdem erreicht wird.

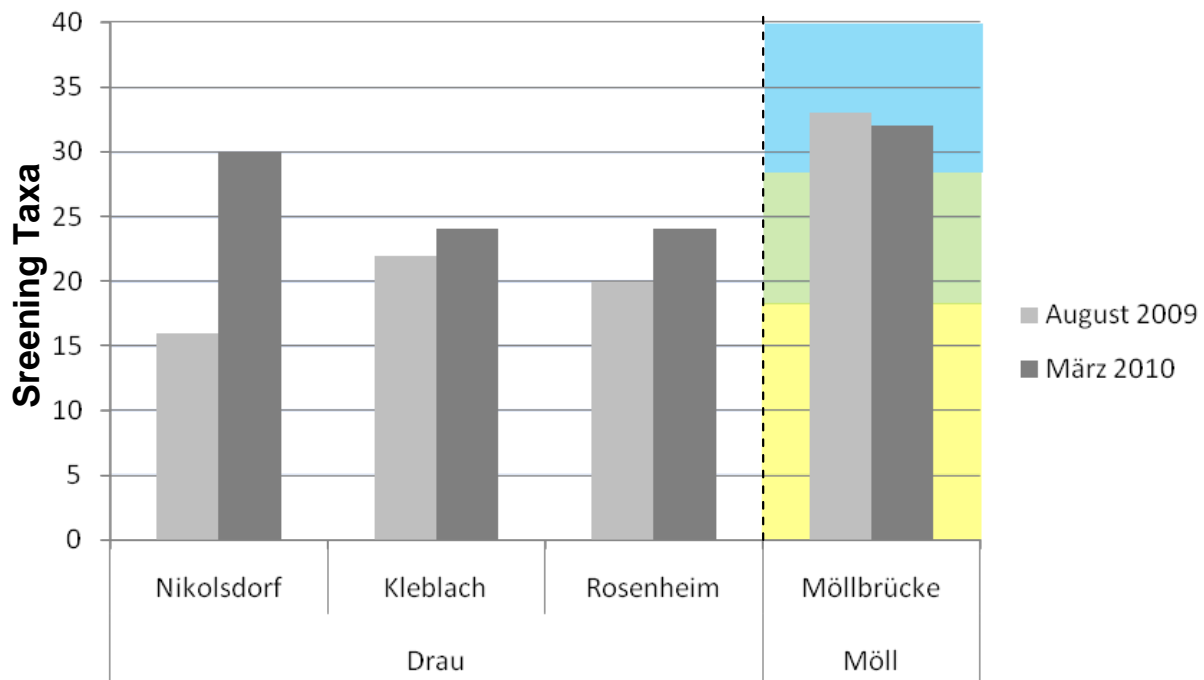


Abb. 4.34: Anzahl der Screening Taxa an den Untersuchungsstellen der Drau und Möll; der blaue Bereich kennzeichnet den sehr guten, der grüne Bereich den guten Zustand und der gelbe Bereich kennzeichnet Handlungsbedarf (bezogen auf den zutreffenden Flusstyp)

Der Grenzwert von 8 Sensitiven Taxa für den guten Zustand wird an allen Stellen der Drau im August eindeutig verfehlt. An der Stelle Möllbrücke ist der Grenzwert für den guten Zustand mit 6 Sensitiven Taxa gesetzt und wird mit 8 Sensitiven überschritten (siehe Abb. 4.35). Die Proben vom März zeigen ein anderes Bild. Die Anzahl der Sensitiven Taxa erreicht an den Drau-Stellen mit Werten von 11, 10

und 9 Taxa im Flussverlauf immer den guten Zustand, wobei an der Schwallstrecke Rosenheim der niedrigste Wert gegeben ist. Die Untersuchungsstelle an der Möll liegt bezüglich dieses Metric mit einem Wert von 11 klar im guten Zustand.

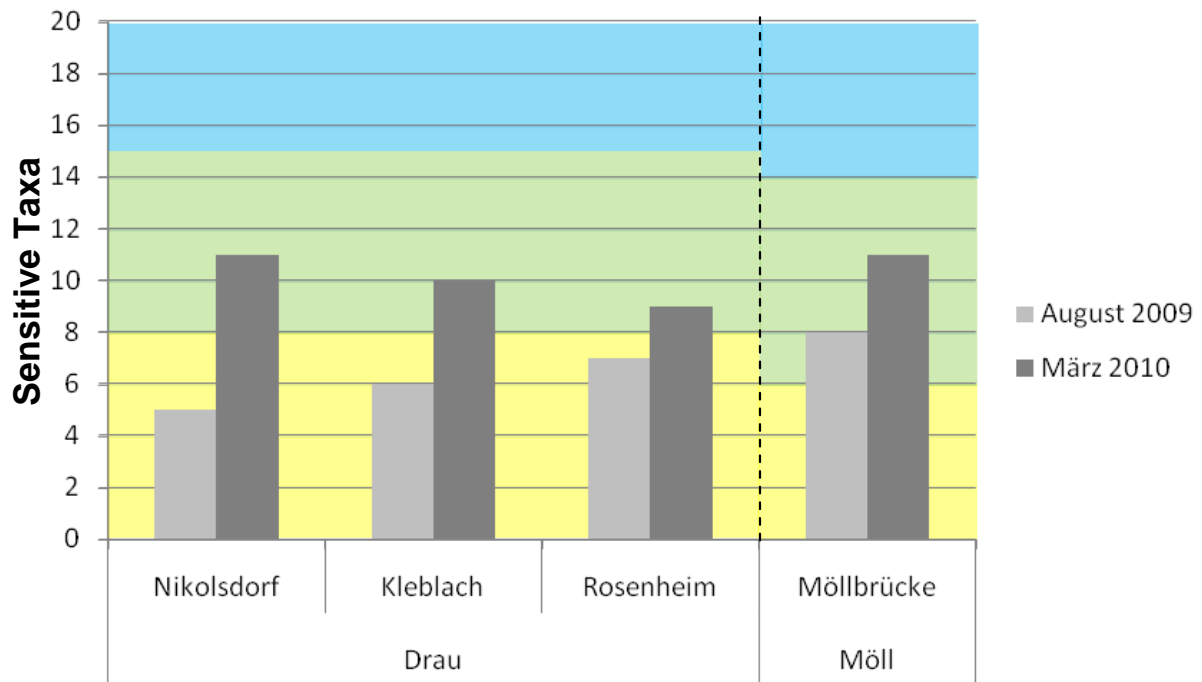


Abb. 4.35: Anzahl der Sensitiven Taxa an den Untersuchungsstellen der Drau und Möll; der blaue Bereich kennzeichnet den sehr guten, der grüne Bereich den guten Zustand und der gelbe Bereich kennzeichnet Handlungsbedarf (bezogen auf den zutreffenden Flusstyp)

Der Degradations-Score indiziert im August 2009 an der Referenzstelle Nikolsdorf Handlungsbedarf aufgrund des sehr geringen Wertes von 38.

Die zweite Referenzstelle im Flussverlauf (Kleblach) erreicht mit 58 den höchsten Wert und somit den guten Zustand, die Schwallstelle Rosenheim mit 52 gerade noch den guten Zustand.

Die Möll-Stelle zeigt mit einem Wert von 73 den guten Zustand. Im März 2010 liegen alle Untersuchungsstellen der Drau im Bereich des guten Zustandes, die Schwallstelle erreicht dabei den niedrigsten Wert, die Referenzstelle Nikolsdorf den höchsten.

An der Stelle Möllbrücke ist der Wert gegenüber der Sommerbeprobung leicht gestiegen und indiziert ebenfalls den guten Zustand (siehe Abb. 4.36).

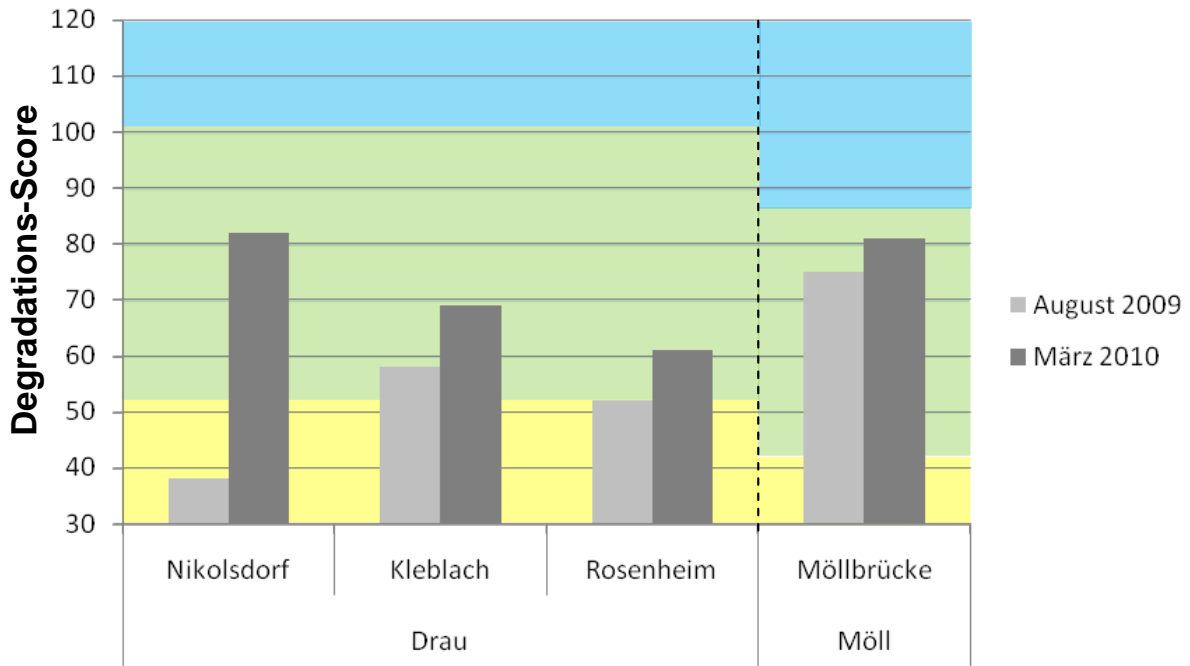


Abb. 4.36: Degradations-Score an den Untersuchungsstellen der Drau und Möll; der blaue Bereich kennzeichnet den sehr guten, der grüne Bereich den guten Zustand und der gelbe Bereich kennzeichnet Handlungsbedarf (bezogen auf den zutreffenden Flusstyp)

In Bezug auf die Saprobie-Scores zeigen alle drei Untersuchungsstellen der Drau im August 2009 den sehr guten Zustand, die Stelle an der Möll, den guten Zustand. Die Auswertung vom März 2010 ergab für die beiden Referenzstellen der Drau den sehr guten, für die Schwallstrecke den guten Zustand. Die Stelle Möllbrücke indizierte zu dieser Jahreszeit den sehr guten Zustand.

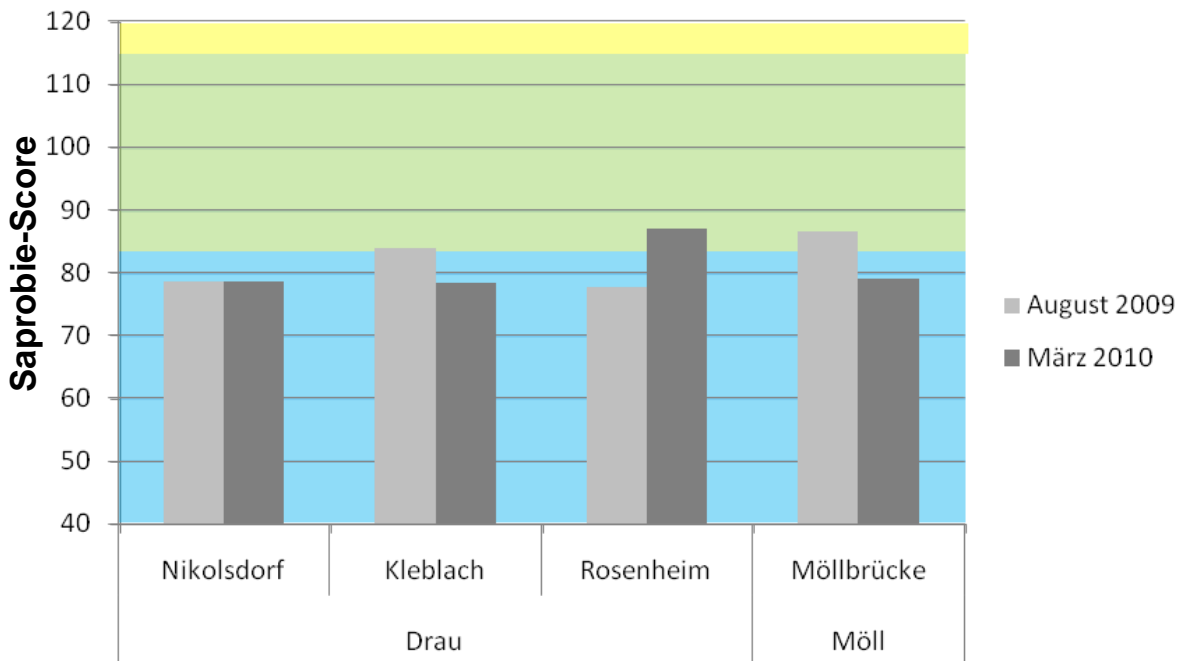


Abb. 4.37: Saprobie-Score an den Untersuchungsstellen der Drau und Möll; der blaue Bereich kennzeichnet den sehr guten, der grüne Bereich den guten Zustand und der gelbe Bereich kennzeichnet Handlungsbedarf (bezogen auf den zutreffenden Flusstyp)

4.5.1.1.1.1 Ökologische Zustandsbewertung nach Screening-Methode

zeigt die Ergebnisse der Screening-Methode für die befundeten Stellen der Drau und der Möll vom August 2009. An allen Untersuchungsstellen der Drau zeigt das Modul „Allgemeine Belastung“ Handlungsbedarf, das Modul „Organische Belastung“ den sehr guten ökologischen Zustand. Aufgrund des „worst case“ Ansatzes wird für diesen Termin somit Handlungsbedarf nach Screening-Methode festgestellt. An der Möll zeigen beide Module und somit auch die Screening-Gesamtbewertung den guten ökologischen Zustand.

Tab. 4.34: Ecoprof – Ausgabe der Ergebnisse nach Screening-Methode; August 2009

Ausgabe der Ergebnisse nach Screening-Methode												
Abschnitt	Drau									Möll		
Gewässer	Drau									Möll		
Untersuchungsstelle (UST)	Nikolsdorf			Kleblach			Rosenheim			Möllbrücke		
Messstellen-Nr.												
Detail WK ID												
Datum von	18.08.2009						17.08.2009					
Teillebensraum (TLR)	MHS			MHS			MHS			MHS		
Bioregion	AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			UZA - Unvergletscherte Zentr		
Grundzustand Allgemeine Belastung	1,75			1,75			1,75			1,75		
Grundzustand Organische Belastung												
Innere Differenzierung	Drau			Drau			Drau					
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung												
Metrics "noch sehr guter Zustand" (EQR I/II)	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	16	-	-	22	-	-	20	-	-	33	32	1,03
Sensitive Taxa	5	15	0,33	6	15	0,4	7	15	0,47	8	14	0,57
Degradations-Score	38	101	0,38	58	101	0,57	52	101	0,51	75	86	0,87
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR I/II)			0,35			0,49			0,49			0,82
Saprobie-Score	78,48	83,5	0,94	83,8	83,5	1	77,73	83,5	0,93	86,54	83,5	1,04
Screening - Organische Belastung (OB-EQR I/II)			0,94			1			0,93			1,04
Metrics "noch guter Zustand" (EQR II/III)	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	16	-	-	22	-	-	20	-	-	33	18	1,83
Sensitive Taxa	5	8	0,63	6	8	0,75	7	8	0,88	8	6	1,33
Degradations-Score	38	52	0,73	58	52	1,12	52	52	1	75	42	1,79
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)			0,68			0,93			0,94			1,65
Saprobie-Score	78,48	115	0,68	83,8	115	0,73	77,73	115	0,68	86,54	115	0,75
Screening - Organische Belastung (OB-EQR II/III)			0,68			0,73			0,68			0,75
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR I/II)										< 1		gut (good)
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)	< 1	Handlungsbedarf		< 1	Handlungsbedarf		< 1	Handlungsbedarf		>= 1		gut (good)
Screening - Organische Belastung (OB-EQR I/II)	<= 1	sehr gut (high)		<= 1	sehr gut (high)		<= 1	sehr gut (high)		> 1		gut (good)
Screening - Organische Belastung (OB-EQR II/III)										<= 1		gut (good)
Reduktionen (K.D.-Kriterium)												
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	Handlungsbedarf			Handlungsbedarf			Handlungsbedarf			gut (good)		

Die Beprobung vom März 2010 zeigt für das Modul „Allgemeine Belastung“ an allen Stellen den guten Zustand. Für das Modul „Organische Belastung“ wird an den Referenzstellen der Drau und an der Probenstelle der Möll der sehr gute ökologische Zustand erreicht, an der Drau-Schwallstrecke Rosenheim der gute ökologische Zustand. Aufgrund des „worst case“ Ansatzes wird für die Beprobung im März somit an allen untersuchten Stellen der gute ökologische Zustand nach Screening-Methode festgestellt (siehe Tab. 4.35).

Tab. 4.35: Ecoprof – Ausgabe der Ergebnisse nach Screening-Methode; März 2010

Ausgabe der Ergebnisse nach Screening-Methode												
Abschnitt	Drau									Möll		
Gewässer	Drau									Möll		
Untersuchungsstelle (UST)	Nikolsdorf			Kleblach			Rosenheim			Möllbrücke		
Messstellen-Nr.												
Detail/WK ID												
Datum von	22.03.2010											
Teillebensraum (TLR)	MHS			MHS			MHS			MHS		
Bioregion	AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			UZA - Unvergletscherte Zentr		
Grundzustand Allgemeine Belastung	1,75			1,75			1,75			1,75		
Grundzustand Organische Belastung												
Innere Differenzierung	Drau			Drau			Drau					
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung												
Metrics "noch guter Zustand" (EQR I/II)	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	-	-	24	-	-	24	-	-	32	32	1
Sensitive Taxa	11	15	0,73	10	15	0,67	9	15	0,6	11	14	0,79
Degradations-Score	82	101	0,81	69	101	0,68	61	101	0,6	81	86	0,94
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR I/II)	0,77			0,67			0,6			0,91		
Saprobie-Score	78,58	83,5	0,94	78,36	83,5	0,94	86,92	83,5	1,04	79,01	83,5	0,95
Screening - Organische Belastung (OB-EQR I/II)	0,94			0,94			1,04			0,95		
Metrics "noch guter Zustand" (EQR II/III)	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR	Observed	Expected	EQR
Screening Taxa	30	-	-	24	-	-	24	-	-	32	18	1,78
Sensitive Taxa	11	8	1,38	10	8	1,25	9	8	1,13	11	6	1,83
Degradations-Score	82	52	1,58	69	52	1,33	61	52	1,17	81	42	1,93
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)	1,48			1,29			1,15			1,85		
Saprobie-Score	78,58	115	0,68	78,36	115	0,68	86,92	115	0,76	79,01	115	0,69
Screening - Organische Belastung (OB-EQR II/III)	0,68			0,68			0,76			0,69		
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR I/II)	< 1	gut (good)	< 1	gut (good)	< 1	gut (good)	< 1	gut (good)	< 1	gut (good)	< 1	gut (good)
Screening - Allgemeine Belastung (AB-EQR II/III)	>= 1	gut (good)	>= 1	gut (good)	>= 1	gut (good)	>= 1	gut (good)	>= 1	gut (good)	>= 1	gut (good)
Screening - Organische Belastung (OB-EQR I/II)	<= 1	sehr gut (high)	<= 1	sehr gut (high)	> 1	gut (good)	<= 1	sehr gut (high)	<= 1	sehr gut (high)	<= 1	sehr gut (high)
Screening - Organische Belastung (OB-EQR II/III)	<= 1	sehr gut (high)	<= 1	sehr gut (high)	> 1	gut (good)	<= 1	sehr gut (high)	<= 1	sehr gut (high)	<= 1	sehr gut (high)
Reduktionen (K. D. - Kriterium)												
Ergebnis Screening-Methode (T-EQR)	gut (good)			gut (good)			gut (good)			gut (good)		

4.5.1.1.2 Ergebnis Detaillierte MZB-Methode

Die Auswertung der Makrozoobenthosdaten erfolgte im Hinblick auf nachstehende Kriterien: Saprobienindex (SI), Ausweisung des saprobiellen Aspektes der ökologischen Zustandsklasse (SI-Klasse), Multimetrischer Index 1 (MMI 1) (Drau und Möll) und Multimetrischer Index 2 (MMI 2) (nur Möll), Ausweisung des ökologischen Zustandes gemäß multimetrischer Indices (MMI-Klassen), und Ökologische Zustandsklasse auf Basis des Makrozoobenthos gesamt (ÖKZ-Klasse).

4.5.1.1.2.1 Modul Saprobie

Der saprobielle Grundzustand (SGZ) von Drau und Möll liegt an allen Untersuchungsstellen bei 1,75. Die Saprobienindices der Untersuchungsstellen zeigen im August Werte zwischen 1,42 in Kleblach und 1,76 in Rosenheim, im März steigt der Wert an allen Stellen an und zeigt wieder den niedrigsten Wert in Kleblach mit 1,47, den höchsten in wieder in Rosenheim mit 1,87. Nach Umlegung des Saprobienindex in saprobielle Zustandsklassen (nach Tab. 3.17) ergibt sich im August in Nikolsdorf, Kleblach und in Möllbrücke der sehr gute, im schwallbeeinflussten Rosenheim der gute Zustand. Im März ist in Kleblach auch der sehr gute Zustand, an allen anderen Stellen der gute Zustand gegeben.

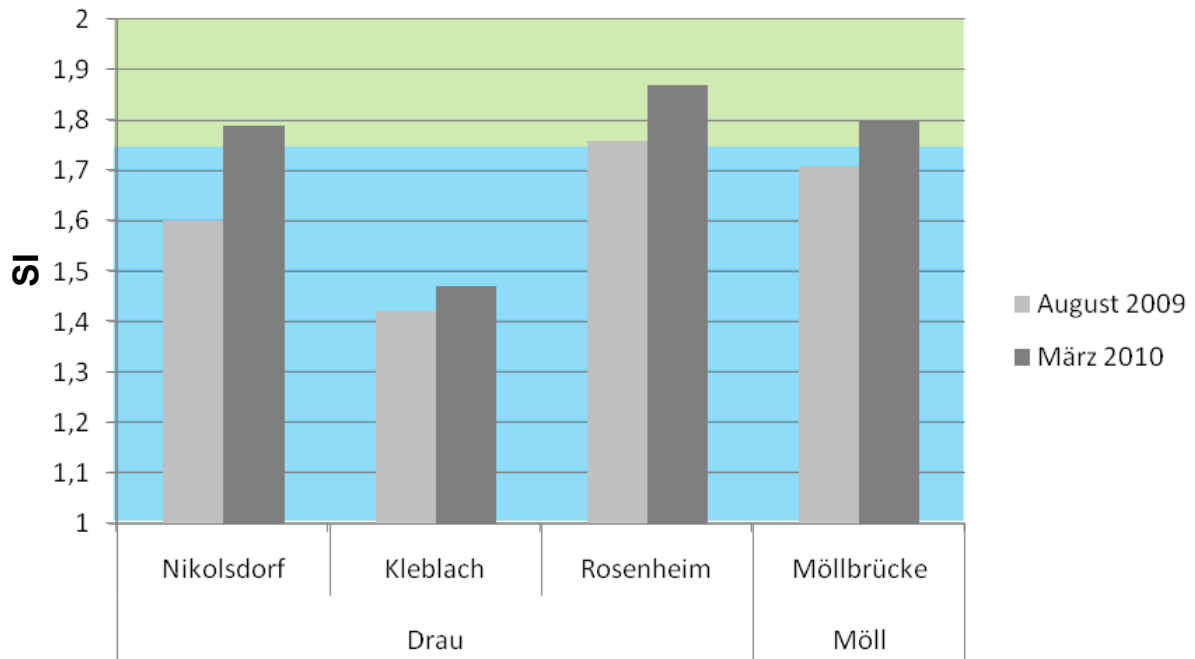


Abb. 4.38: Verlauf der Saprobienindices der Untersuchungsstellen der Drau und Möll; die blaue Fläche markiert den sehr guten, die grüne Fläche den guten Zustand

4.5.1.1.2.2 Modul Allgemeine Degradation

Zur Berechnung des Multimetric Index 1 (MMI 1) an den drei Untersuchungsstellen der Drau kommen die Metrics Gesamttaxa, EPT-Taxa, %EPT-Taxa, Litoral & Profundal Anteile und Degradationsindex zur Anwendung. Für die Möll wird der MMI 1 aus den Metrics Gesamttaxa, EPT-Taxa, %Oligochaeta & Diptera Taxa, Litoralanteile, Diversitätsindex, Degradationsindex und Rhithron-Ernährungstypen-Index (RETI) berechnet. Der Multimetric Index 2 (MMI 2) wird nur für die Stelle an der Möll mit den Metrics %EPT-Taxa, Litoralanteile Degradationsindex und Regionsindex (LZI) ermittelt.

Die Ergebnisse für den MMI 1 im August 2009 zeigen die Stellen Kleblach und Möllbrücke im Bereich des guten Zustandes (zwischen 0,6 und 0,8), die Stellen Nikolsdorf und Rosenheim im Bereich des mäßigen Zustandes (zwischen 0,4 und 0,6). Im März 2010 sind alle Stellen der Drau dem guten, die Stelle an der Möll ist dem sehr guten Zustand zuzuordnen.

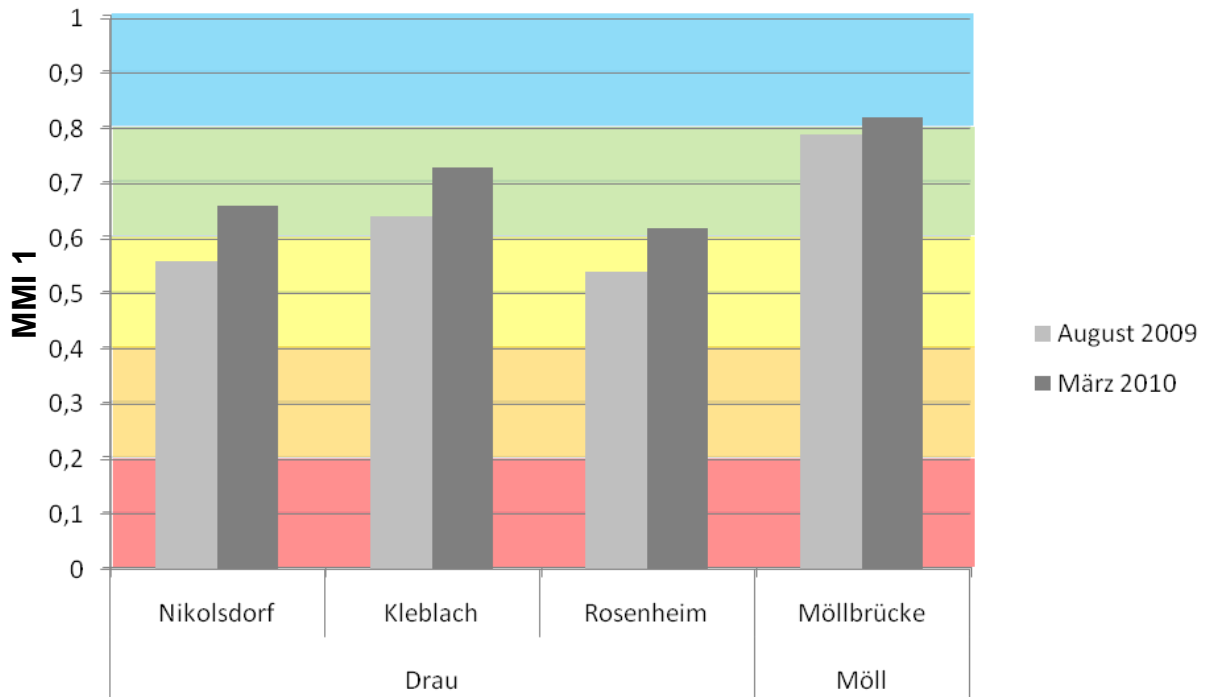


Abb. 4.39: Verlauf der MMI 1 der Untersuchungsstellen Drau und Möll; die blaue Fläche markiert den sehr guten, die grüne Fläche den guten, gelb den mäßigen, orange den unbefriedigenden und rot den schlechten Zustand

Der multimetrische Index 2 (MMI 2) zeigt an der Untersuchungsstelle der Möll eine Verbesserung vom guten Zustand (0,77) im August zum sehr guten Zustand (0,83) im März 2010. Für den Gewässertyp Drau existieren keine Berechnungsmethoden hinsichtlich MMI 2.

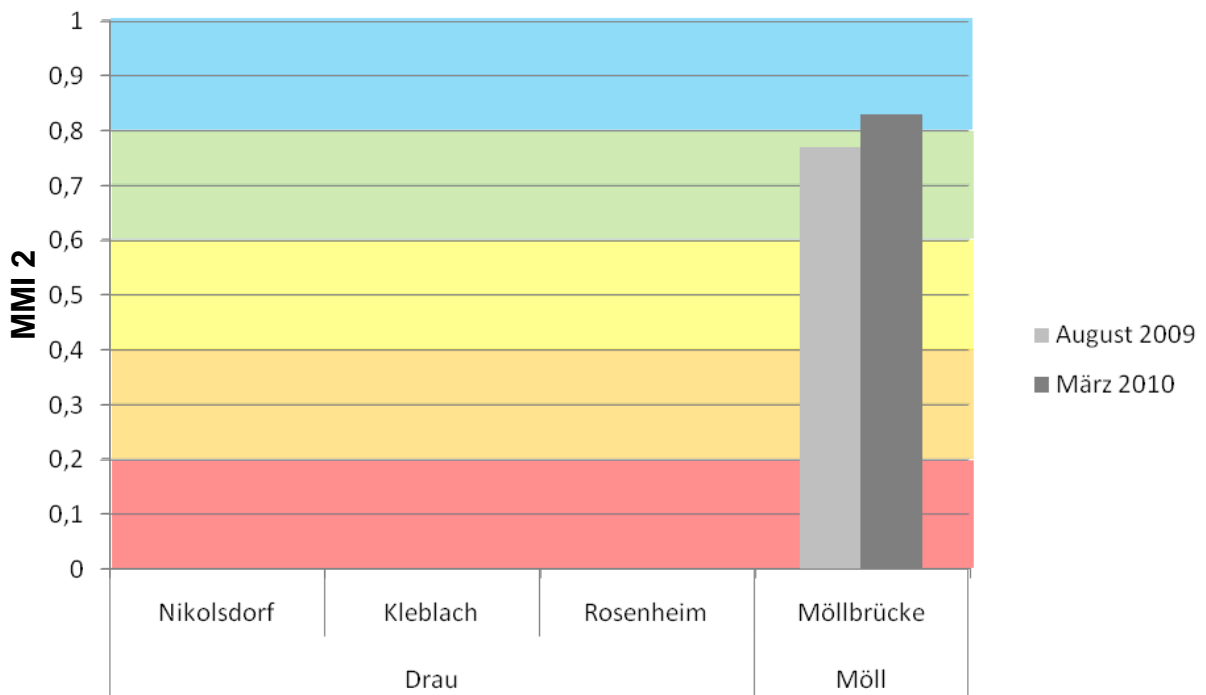


Abb. 4.40: Verlauf der MMI 2 der Untersuchungsstelle Möll; die blaue Fläche markiert den sehr guten, die grüne Fläche den guten, gelb den mäßigen, orange den unbefriedigenden und rot den schlechten Zustand

4.5.1.1.2.3 Ökologische Zustandsbewertung nach detaillierter MZB-Methode

Für die Gesamtbewertung der Untersuchungsstelle werden die Ergebnisse aller Module nach dem „worst case“ Ansatz aufgrund des schlechtesten Ergebnisses eines Einzelmoduls herangezogen.

Die Zusammenschau der Ergebnisse der Module „Saprobie“ und „Allgemeine Belastung“ ergibt im August 2009 für die Untersuchungsstelle Kleblach (Drau) und Möllbrücke (Möll) den guten ökologischen Zustand, für die Stellen Nikolsdorf und Rosenheim (beide Drau) den mäßigen Zustand.

Im März 2010 ist an allen Untersuchungsstellen der Drau und Möll der gute ökologische Zustand gegeben. Die detaillierte Ecoprof-Ausgabe ist in den folgenden Tabellen dargestellt.

Tab. 4.36: Ecoprof – Ausgabe der Ergebnisse nach detaillierter MZB-Methode; August 2009

Ausgabe der Ergebnisse nach detaillierter MZB-Methode												
Abschnitt	Drau									Möll		
Gewässer	Drau									Möll		
Untersuchungsstelle (UST)	Nikolsdorf			Kleblach			Rosenheim			Möllbrücke		
Messstellen-Nr.												
Detail WK ID												
Datum von	18.08.2009						17.08.2009					
Teillebensraum (TLR)	MHS			MHS			MHS			MHS		
Bioregion	AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			UZA - Unvergletscherte Zentrale		
Grundzustand MMI	1,75			1,75			1,75			1,75		
Grundzustand Saprobie												
Innere Differenzierung	Drau			Drau			Drau					
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung												
SI (Zelinka & Marvan)	1,6	sehr gut (high)		1,42	sehr gut (high)		1,76	gut (good)		1,71	sehr gut (high)	
Multimetrischer Index 1	0,56	mäßig (moderate)		0,64	gut (good)		0,54	mäßig (moderate)		0,79	gut (good)	
Multimetrischer Index 2	-			-			-			0,77	gut (good)	
Individuendichte [Ind/m ²]	969,6			694,4			279,2			662,4		
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)			gut (good)			mäßig (moderate)			gut (good)		
Metrics	Ist	B/W	Score	Ist	B/W	Score	Ist	B/W	Score	Ist	B/W	Score
Gesamttaxazahl										57	70,5	0,81
EPT-Taxa	13	32,5	0,4	18	32,5	0,55	14	32,5	0,43	23	29,5	0,78
% EPT-Taxa	46,43	67,91	0,68	52,94	67,91	0,78	36,84	67,91	0,54	40,35	58,55	0,69
% Oligochaeta & Diptera Taxa										45,61	65,28	0,7
Diversitätsindex (Margalef)										8,33	7,73	1,08
Degradationsindex	44	125	0,35	54	125	0,43	56	125	0,45	87	117,5	0,74
Degradationsindex/Gesamttaxa												
RETI										0,42	0,86	0,48
Litoral										4,86	6,24	0,78
Litoral + Profundal	4,99	6,19	0,81	4,96	6,19	0,8	4,68	6,19	0,76			
Regionsindex (LZI)										4,12	5,93	0,7

Tab. 4.37: Ecoprof – Ausgabe der Ergebnisse nach detaillierter MZB-Methode; März 2010

Ausgabe der Ergebnisse nach detaillierter MZB-Methode												
Abschnitt	Drau									Möll		
Gewässer	Drau									Möll		
Untersuchungsstelle (UST)	Nikolsdorf			Kleblach			Rosenheim			Möllbrücke		
Messstellen-Nr.												
Detail WK ID												
Datum von	22.03.2010											
Teillebensraum (TLR)	MHS			MHS			MHS			MHS		
Bioregion	AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			AF - Große Alpine Flüsse (17)			UZA - Unvergletscherte Zentrale		
Grundzustand MMI	1,75			1,75			1,75			1,75		
Grundzustand Saprobie												
Innere Differenzierung	Drau			Drau			Drau					
Spez. Gewässertyp/ Typausprägung												
SI (Zelinka & Marvan)	1,79	gut (good)		1,47	sehr gut (high)		1,87	gut (good)		1,8	gut (good)	
Multimetrischer Index 1	0,66	gut (good)		0,73	gut (good)		0,62	gut (good)		0,82	sehr gut (high)	
Multimetrischer Index 2	-			-			-			0,83	sehr gut (high)	
Individuendichte [Ind/m ²]	3604			2036			2128,8			2708		
Ökologische Zustandsklasse	gut (good)			gut (good)			gut (good)			gut (good)		
Metrics	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score	Ist	BW	Score
Gesamttaxazahl										56	70,5	0,79
EPT-Taxa	20	32,5	0,62	22	32,5	0,68	19	32,5	0,58	27	29,5	0,92
% EPT-Taxa	42,55	67,91	0,63	55	67,91	0,81	44,19	67,91	0,65	48,21	58,55	0,82
% Oligochaeta & Diptera Taxa										51,79	65,28	0,79
Diversitätsindex (Margalef)										6,77	7,73	0,88
Degradationsindex	73	125	0,58	78	125	0,62	67	125	0,54	99	117,5	0,84
Degradationsindex/Gesamttaxa												
RETI										0,49	0,86	0,56
Litoral										4,77	6,24	0,76
Litoral + Profundal	5	6,19	0,81	4,98	6,19	0,8	4,49	6,19	0,73			
Regionsindex (LZI)										3,95	5,93	0,67

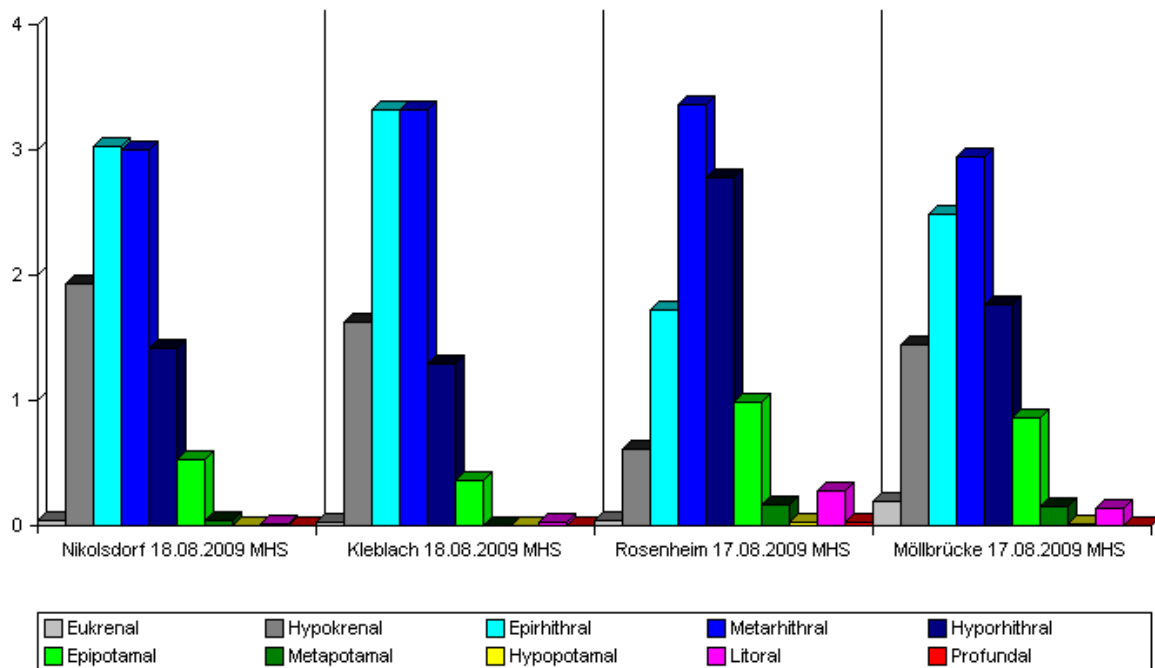
4.5.1.1.3 Ergebnis Zusammensetzung und Verteilung des Makrozoobenthos

Das Konzept der biozönotischen Regionen beschreibt das längenzonale Vorkommen von Benthostieren im Verlauf von der Quelle zur Mündung.

Die Drau zeigt im August im Flussverlauf eine Verschiebung von einer Epirhithral/Metarhithral Zönose an den Referenzstellen Nikolsdorf und Kleblach zu einer Metarhithral/Hyporhithral Zönose im Schwallbereich bei Rosenheim mit höheren Potamal- und Litoralanteilen. Die Möll ist einer Metarhithral/Epirhithralzönose mit ähnlich hohen Potamal- und Litoralanteilen wie im schwall-beeinflussten Abschnitt der Drau zuzuordnen (siehe Abb. 4.41).

Dies lässt sich durch die hohe Abundanz von Fliegen- und Mückenlarven (Diptera), im Speziellen von Zuckmückenarten (Chironomidae) an den Stellen Rosenheim und Möllbrücke erklären.

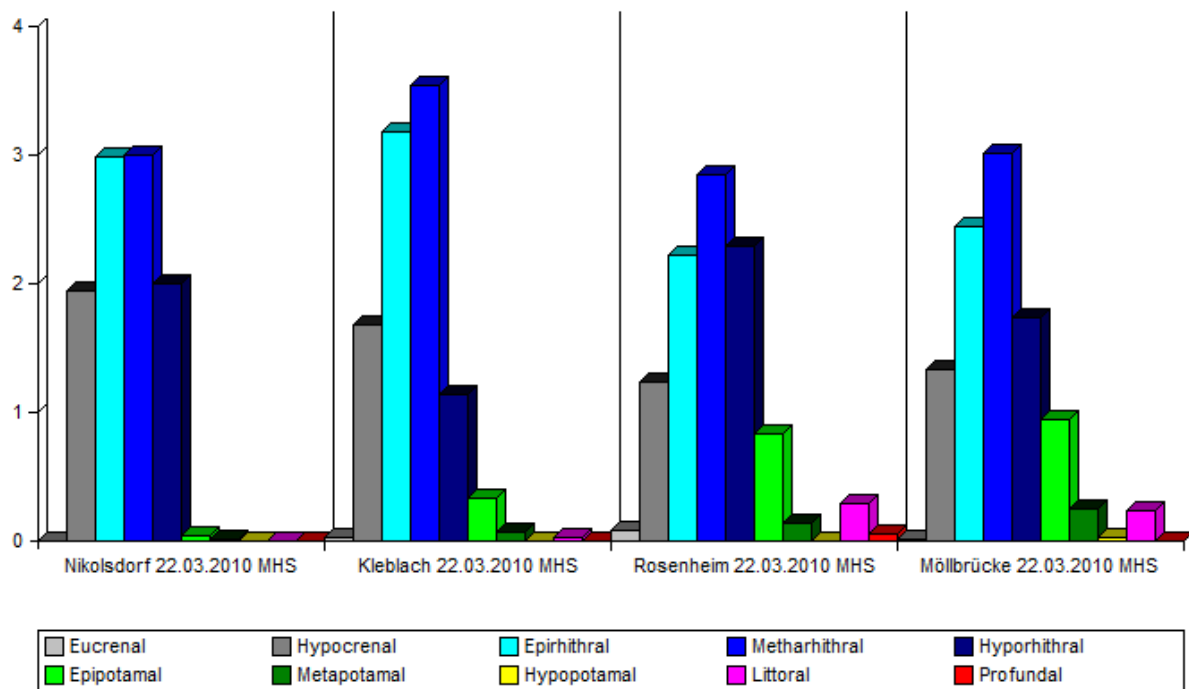
Im März 2010 ist ein sehr ähnliches Bild gegeben (siehe Abb. 4.42). Die Stelle Rosenheim zeigt auch hier einen nennenswerten Litoral-Anteil.



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2010 - Version 3.2

Abb. 4.41: Längenzonale Verteilung (biozönotische Valenzen) der beprobten Stellen auf Basis des MZB (August 2009)



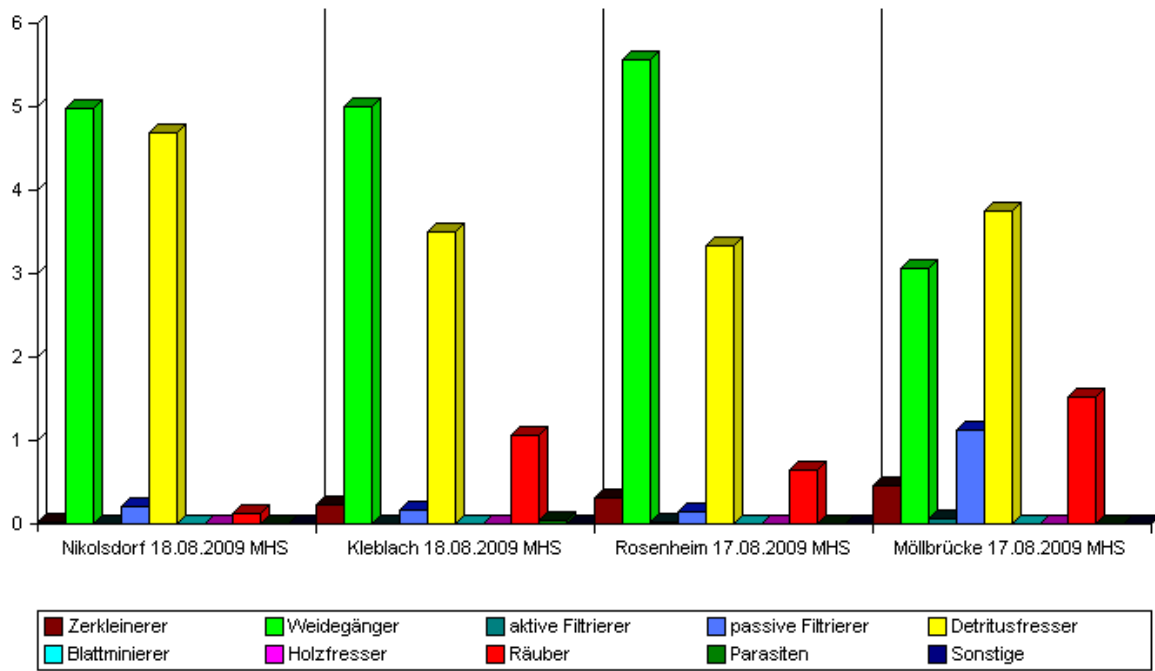
Analysis quantitative, standard

© ECOPROF 1995-2010 - Version 3.2

Abb. 4.42: Längenzonale Verteilung (biozönotische Valenzen) der beprobten Stellen auf Basis des MZB (März 2010)

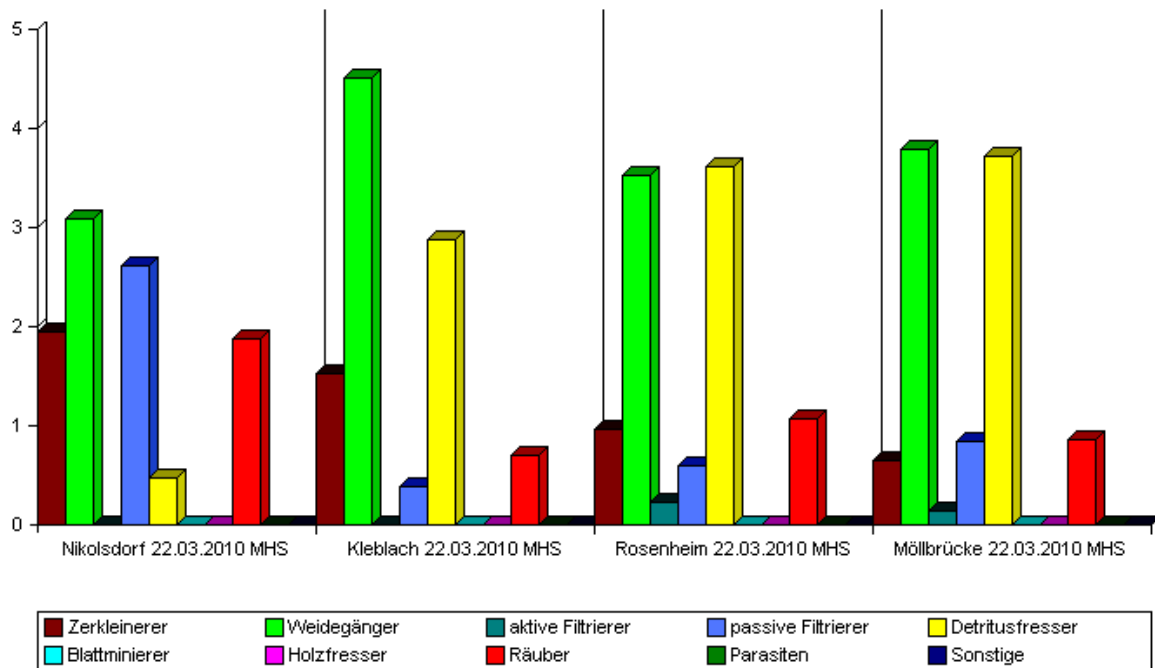
Die Zusammensetzung der Ernährungstypen zeigt im August 2009 an allen Stellen der Drau eine Dominanz von Weidegängern, gefolgt von Detritusfressern (siehe Abb. 4.43). In Kleblach und Rosenheim ist gegenüber der Stelle Nikolsdorf ein höherer Anteil an räuberischen Evertebraten anzutreffen. Die Untersuchungsstelle an der Möll unterscheidet sich durch einen dominierenden Anteil von Detritusfressern und einem auffällig höheren Anteil an passiven Filtrierern. Dabei handelt es sich um Arten der Kriebelmücken (Simuliidae), die aufgrund der stabilen Abflussverhältnisse im Restwasser zahlreich anzutreffen war.

Weidegänger dominieren auch im März an den beiden Referenzstellen, im Schwall ist der Anteil der Detritusfresser knapp höher (siehe Abb. 4.44). Passive Filtrierer zeigen an der ersten Referenzstelle (Nikolsdorf) die zweithöchste Dominanz aufgrund des sehr hohen Anteils der Köcherfliegenlarve *Allogamus auricollis*. Bezüglich Ernährungsformen ist die Stelle an der Möll zu diesem Zeitpunkt mit der Schwallstelle Rosenheim vergleichbar.



Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2010 - Version 3.2

Abb. 4.43: Zusammensetzung der Ernährungstypen der beprobten Stellen auf Basis des MZB (August 2009)



Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2010 - Version 3.2

Abb. 4.44: Zusammensetzung der Ernährungstypen der beprobten Stellen auf Basis des MZB (März 2010)

4.5.1.2 Proben der Kastensampler-Methode

4.5.1.2.1 Individuen und Biomassen

Die geometrischen Mittelwerte mit Vertrauensgrenzen nach Elliott (1977) der Individuenzahlen der Benthosfauna zeigen am ersten Probenentnahmetermin (August 2009) einen signifikant niedrigeren Mittelwert (MW) in der Schwallstrecke Rosenheim ($MW < 1000 \text{ Ind./m}^2$) gegenüber den anderen Untersuchungsstellen, wobei im Benthalmöll die höchsten Individuendichten ($MW \text{ ca. } 2700 \text{ Ind./m}^2$) vorzufinden sind. Im weiteren Jahresverlauf ist an den Drau-Stellen Kleblach und Rosenheim bei ähnlich hoher Abundanz ein Anstieg der Individuenzahl bis zum Novembertermin gegeben ($MW \text{ ca. } 7000 \text{ Ind./m}^2$). Danach ist zu den beiden Winterterminen Februar und März 2010 eine Abnahme festzustellen. An der Stelle Rosenheim ist der Mittelwert mit knapp 1000 Ind./m^2 deutlich niedriger als in Kleblach ($MW = 2600 \text{ Ind./m}^2$). Die Möll zeigt mit Ausnahme des Oktobertermins die höchsten Mittelwerte. Die Ursache für die Abnahme im Oktober war ein Überlauf des Möllstaus aufgrund einer Turbinenrevision im KW Malta-Unterstufe am Tag der Probenentnahme und ein folglich kurzfristiger Anstieg des Pegels (12:00-17:00) in der Restwasserstrecke von ca. 6 auf über 45 m^3 , wodurch eine Katastrophen-drift des Benthos in diesem Abschnitt verursacht wurde (siehe auch Kap. Ergebnis Drift). Abgesehen von diesem Ereignis ist ein stetiger Anstieg der Individuenzahl in diesem hydrologisch stabilen Restwasserabschnitt bis zum Februartermin mit maximal 17000 Ind./m^2 (MW) zu verzeichnen. Der Mittelwert beträgt hier ein Vielfaches der Drau-Stellen. Im März 2010 war aber auch an der Möll eine Abnahme festzustellen, allerdings wieder mit deutlich höherer Abundanz ($MW = 6200 \text{ Ind./m}^2$) als an den Stellen Kleblach ($MW = 2500 \text{ Ind./m}^2$) und Rosenheim ($MW < 1000 \text{ Ind./m}^2$). Die nur an zwei Terminen (August 2009 und März 2010) beprobte Drau-Stelle Nikolsdorf zeigt jeweils höhere Werte als die beiden anderen Drau-Stellen und sind ähnlich hoch wie jene im Möll-Abschnitt (siehe Abb. 4.45).

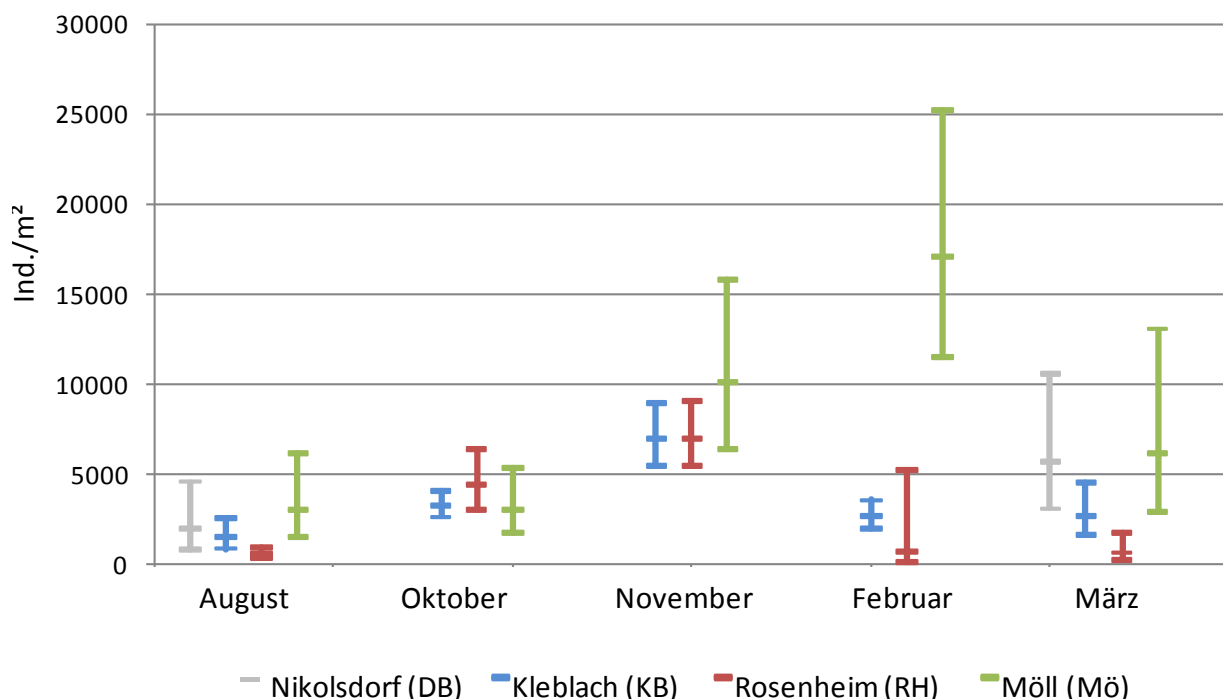


Abb. 4.45: Proben der Kasten-Sampler; Individuen/ m^2 ; Vertrauensgrenzen nach Elliott; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 6 Einzelproben pro Stelle

Anhand der Biomassen zeigt sich im August 2009 an der Schwallstrecke Rosenheim der niedrigste Mittelwert ($0,44 \text{ g/m}^2$), an der Möll wird der höchste Wert ermittelt ($6,7 \text{ g/m}^2$). Im weiteren Jahresverlauf

ist bis zum November eine Zunahme der Biomassen auf ca. 10 g/m² pro Stelle festzustellen. Die geringere Biomasse in der Möll (4,7 g/m²) im Oktober 2009 lässt sich durch den Überlauf des Staues erklären. Ab Februar 2010 nimmt die Biomasse in der Schwallstrecke gegenüber allen anderen Stellen, deren Werte weiter steigen, signifikant ab und liegt im Mittel bei lediglich 1 g/m². Der höchste mittlere Biomassewert von 29 g/m² ist im März 2010 an der Referenzstelle Nikolsdorf gegeben. Die Stellen Kleblach und Möllbrücke zeigen hier vergleichbare Ergebnisse (MW ca. 20 g/m²), die Stelle Rosenheim mit ca. 2 g/m² im Mittel wieder signifikant niedrigere Werte (siehe Abb. 4.46).

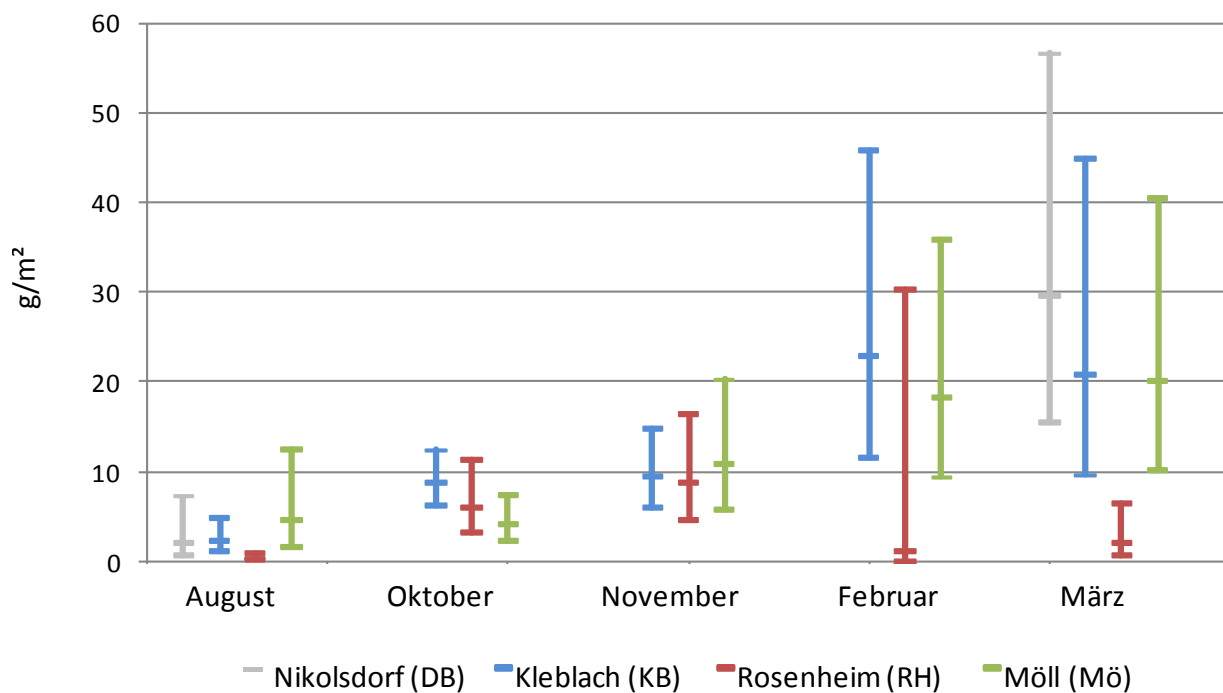


Abb. 4.46: Proben der Kasten-Sampler; Biomasse (g/m²); Vertrauensgrenzen nach Elliott; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 6 Einzelproben pro Stelle

4.5.1.2.2 Individuengewicht

Die Berechnung des durchschnittlichen Individualgewichts zeigt für die Drau mit Ausnahme des Termins im November 2009 signifikant höhere Werte in der Referenzstrecke Kleblach, wobei im Spätwinter an allen Untersuchungsstellen ein Anstieg zu verzeichnen ist. Das Individuengewicht in der Restwasserstrecke Möll ist mit dem der Schwallstrecke vergleichbar.

Dies führt zur Annahme, dass die Stresssituation des Schwalls sich auf das Wachstum der benthischen Organismen negativ auswirkt, Taxa ab einer bestimmten Größe die Uferzone der Schwallstrecke meiden und/oder bei Schwallanstieg verdriften. Beprobbare und für juvenile Fische wesentliche Uferhabitate scheinen aufgrund der unregelmäßig schwankenden hydraulischen Bedingungen für größere Larvenstadien daher nicht geeignet.

Da sich anhand der Individuenzahlen keine signifikanten Unterschiede zwischen Referenz und Schwallstrecke zeigen, kann aber davon ausgegangen werden, dass junge Larvenstadien mit diesen Bedingungen besser zu Recht kommen bzw. dass die Organismen in Rosenheim ein geringeres Wachstum aufweisen und klein bleiben oder dass es sich um juvenile, eingedriftete Tiere handelt.

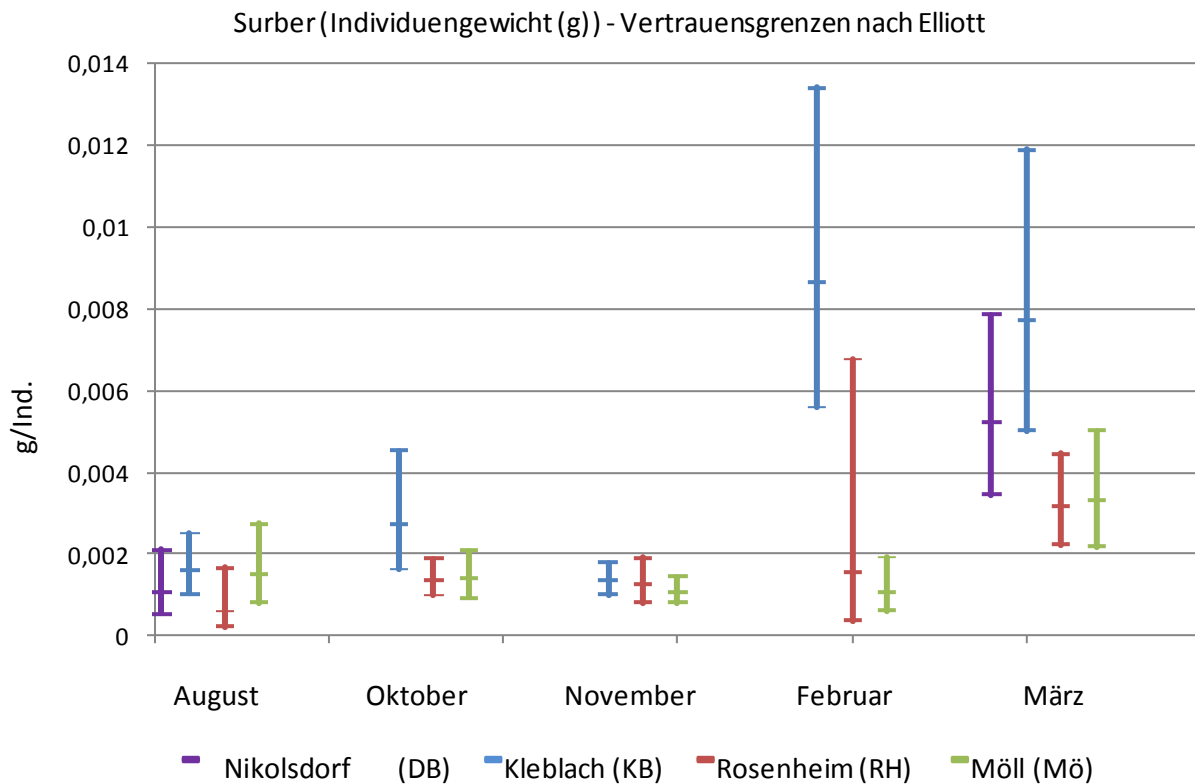


Abb. 4.47: Proben der Kasten-Sampler; Individuengewicht (g); Vertrauensgrenzen nach Elliott; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 6 Einzelproben pro Stelle

4.5.1.2.3 Großgruppenverteilung

Für die Proben der Kasten-Sampler wurde keine detaillierte Auswertung des Makrozoobenthos auf Artniveau durchgeführt. Das Bestimmungsniveau beschränkt sich auf die Großgruppen bzw. Screening-Taxa.

Die Individuenzahlen zeigen prozentuell im August 2009 eine hohe Dominanz an Eintagsfliegen (Ephemeroptera) an den beiden Referenzstellen (Nikolsdorf und Kleblach) der Drau mit 87 bzw. 65 %. Der Anteil an Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) ist in Nikolsdorf mit insgesamt 5 % unter dem der Zweiflügler (Diptera), die knapp 10 % ausmachen. In Kleblach nimmt der Anteil dieser Gruppen auf insgesamt über 30 % zu. In der Schwallstrecke Rosenheim nehmen die Ephemeroptera auf unter 10 % ab und liegen prozentuell ähnlich hoch wie Plecoptera, Trichoptera und Wenigborster (Oligochaeta). Der Diptera-Anteil liegt bei knapp 70 %. An der Möll ist ein ähnliches Bild wie in Rosenheim gegeben. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) sind insgesamt zu ca. 20 % vertreten, Oligochaeta zu 1 %. Den Rest der Zönose machen Diptera aus. Weitere Großgruppen sind in nicht nennenswerter Häufigkeit vertreten.

Die Stelle Nikolsdorf wurde bis zum Termin im März 2010 nicht mehr beprobt.

Die Großgruppenverteilung im Oktober 2009 zeigt für die Stelle Kleblach ein ähnliches Bild wie im August. Ein hoher Anteil an Ephemeroptera (72 %) gefolgt von Trichoptera (12 %), Diptera (10 %) und Plecoptera (6 %). In Rosenheim ist die Abundanz der Ephemeroptera wieder deutlich geringer (10 %), Plecoptera und Trichoptera sind mit je 25 % vertreten und der Diptera-Anteil ist mit knapp 40 % deut-

lich geringer als im August. Der Oligochaeta-Anteil liegt bei etwa 1 %. Die Möll zeigt sich wieder mit Rosenheim vergleichbar, wobei der Anteil an Ephemeroptera (40 %) und Oligochaeta (5 %) deutlich höher ist.

Im November 2009 liegt der Anteil der Diptera in Kleblach bei über 50 %, den restlichen Anteil machen EPT aus. Ähnlich ist die Situation in Rosenheim, jedoch ist der Anteil an Plecoptera höher, jener an Ephemeroptera geringer. Oligochaeta sind im Gegensatz zur Referenzstelle in geringen Prozentsätzen wieder anzutreffen (3 %). Im Möllabschnitt dominieren Oligochaeta (35 %), gefolgt von Diptera (23 %), Ephemeroptera (19 %), Trichoptera (12 %) und Plecoptera (10 %), der Rest setzt sich aus anderen Großgruppen zusammen.

Die Beprobung vom Februar 2010 ergab einen Rückgang der Diptera in der Drau auf 13 (Kleblach) bzw. 18 % (Rosenheim). In Kleblach ist gegenüber Rosenheim der Anteil an Ephemeroptera (38 % gegenüber 21 %) wieder höher, der an Plecoptera (24 % gegenüber 42 %) geringer. Oligochaeta sind wieder nur in Rosenheim präsent (1 %). Die Möll zeichnet sich durch einen hohen Anteil von Oligochaeta aus (21 %), Diptera sind zu 60 % vorhanden, EPT in Summe zu 19 %.

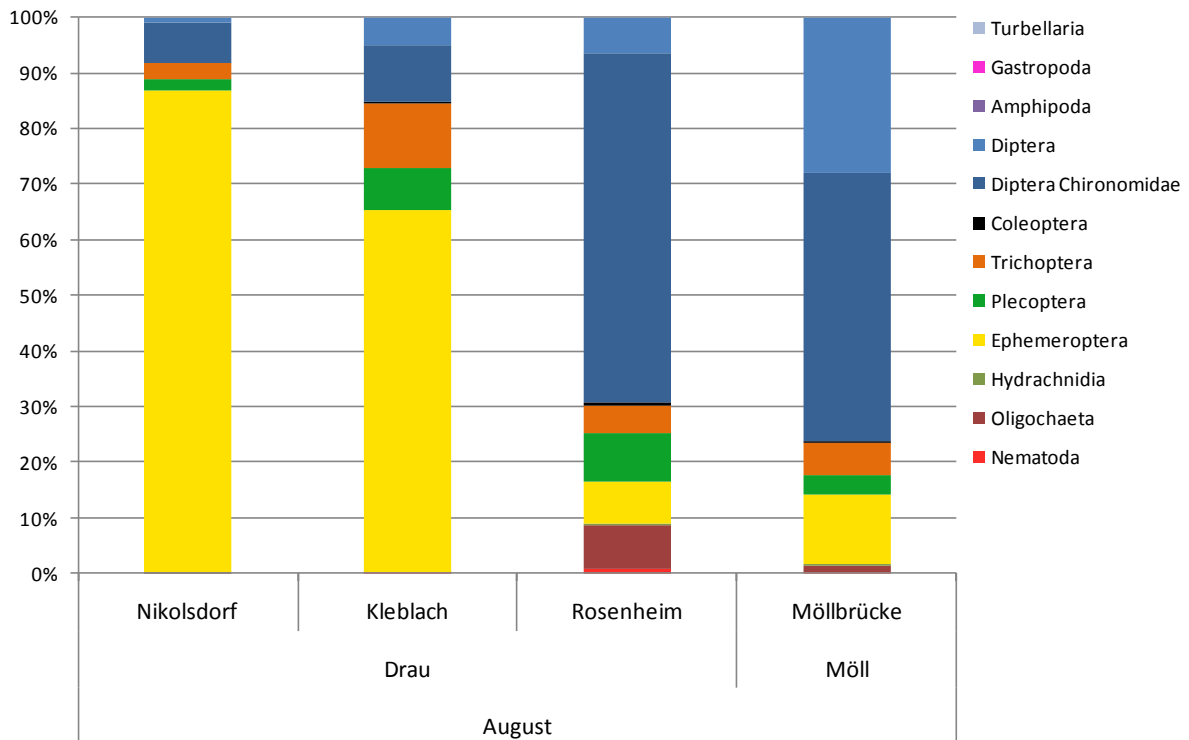


Abb. 4.48: Großgruppenverteilung; Individuen in Prozent; August 2009

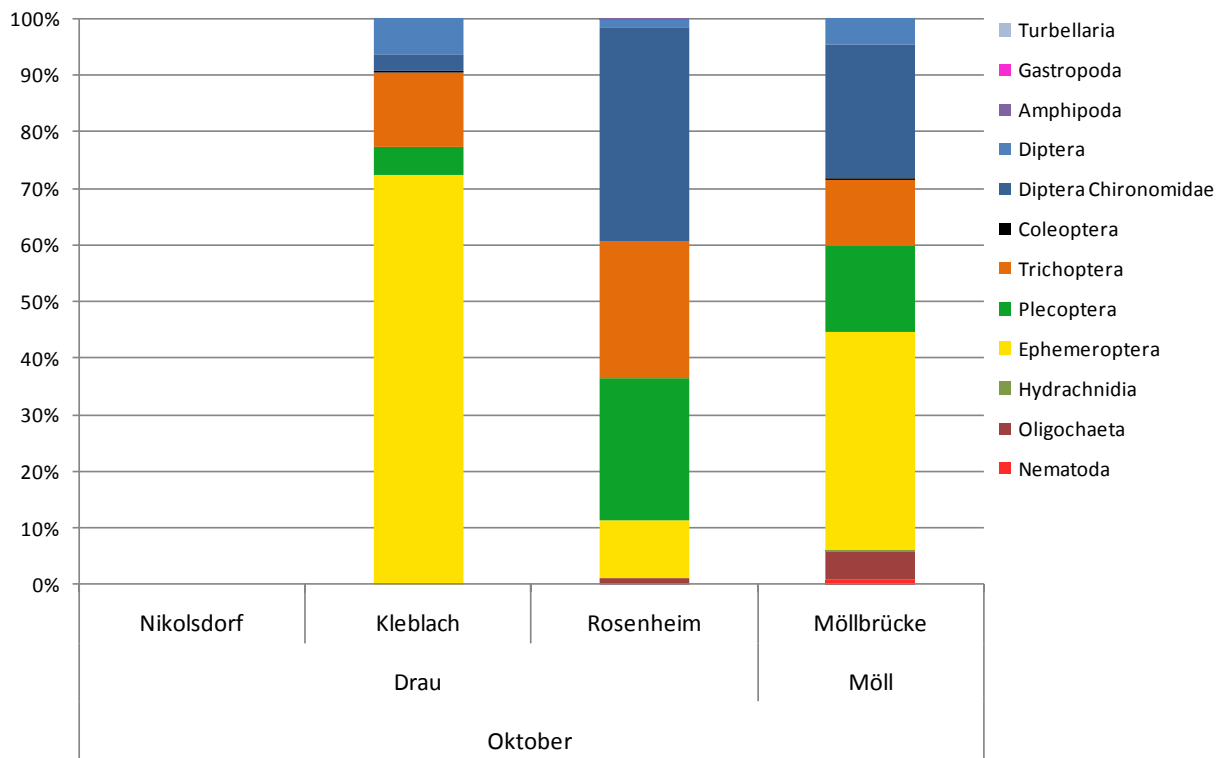


Abb. 4.49: Großgruppenverteilung; Individuen in Prozent; Oktober 2009

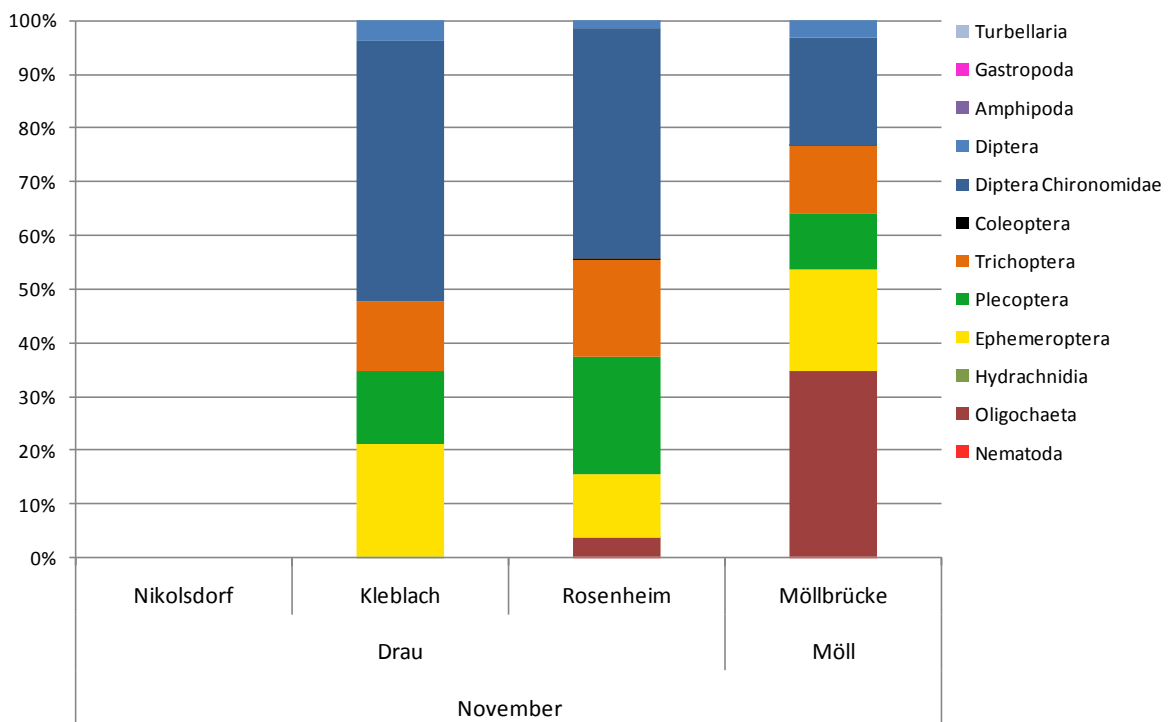


Abb. 4.50: Großgruppenverteilung; Individuen in Prozent; November 2009

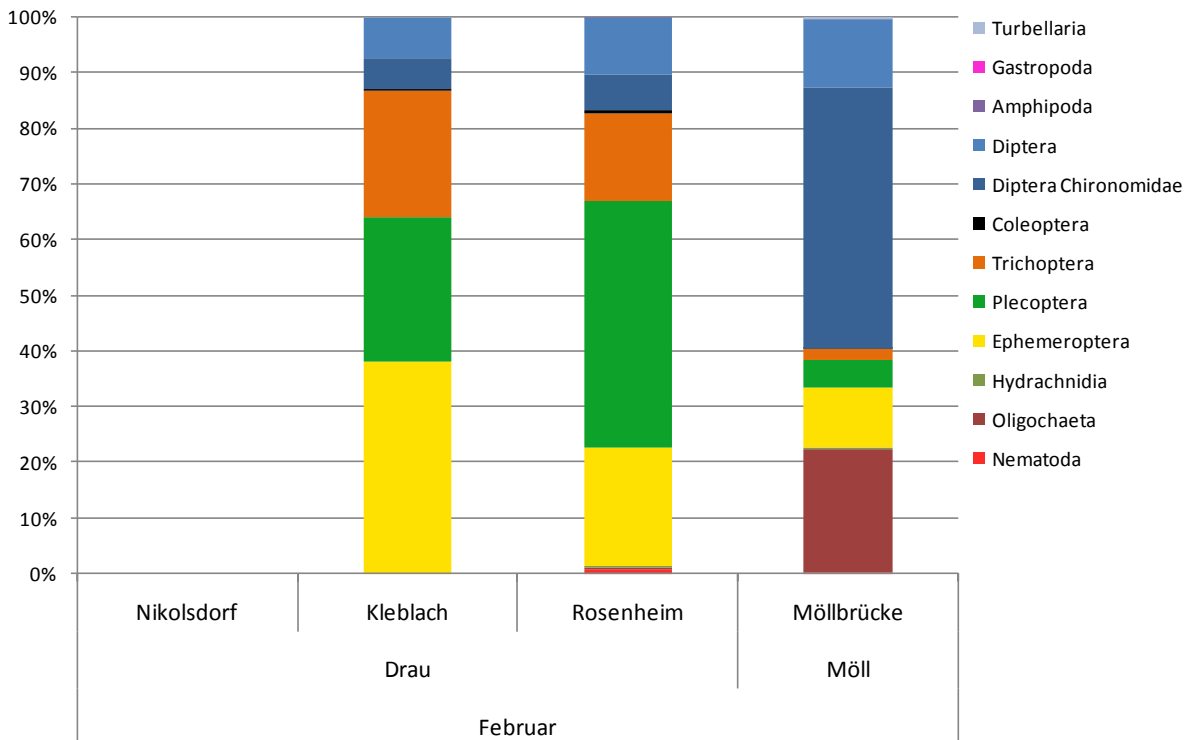


Abb. 4.51: Großgruppenverteilung; Individuen in Prozent; Februar 2010

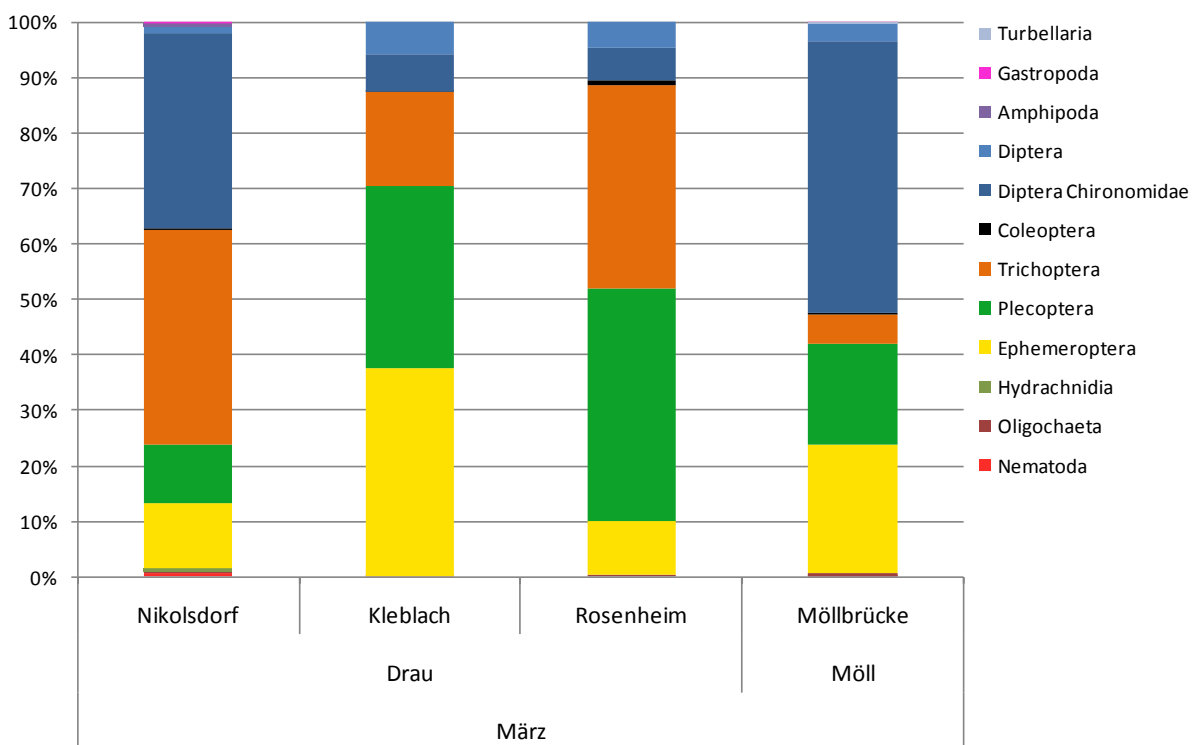


Abb. 4.52: Großgruppenverteilung; Individuen in Prozent; März 2010

Nach Biomassen betrachtet zeigt sich im August 2009 im Flussverlauf der Drau eine prozentuelle Zunahme an Diptera von 2 auf fast 50 %. Im Gegenzug nimmt der Anteil an Trichoptera von fast 40 auf 1 % ab. Die Gruppe der Ephemeroptera bleibt mit knapp über 40 % pro Stelle konstant. Die Plecoptera nehmen von der ersten Referenzstelle bei Nikolsdorf nach Kleblach prozentuell von 19 auf

23 % leicht zu und in der Schwallstrecke Rosenheim wieder auf etwa 4 % ab. In der Schwallstrecke sind auch Oligochaeta mit knapp 4 % nennenswert vertreten. In der Möll ist zu diesem Termin der Diptera-Anteil bei 50 %, der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) Anteil ist mit jeweils ca. 16 % sehr ausgeglichen. Andere Großgruppen sind in nicht nennenswerter Abundanz vertreten.

Im Oktober 2009 ist der Biomassenanteil der EPT mit jeweils knapp 30 % in Kleblach sehr ausgeglichen, der restliche Prozentsatz von 12 % machen Diptera aus. Im Schwallabschnitt nehmen Plecoptera (15 %) und Ephemeroptera (9 %) zugunsten von Trichoptera (63 %) ab, Oligochaeta sind zu 2,5% vertreten und der Anteil an Diptera bleibt annähernd gleich (10 %). An der Möll ist die Verteilung ähnlich wie in Rosenheim bei leicht höherem Anteil an Ephemeroptera gegenüber Plecoptera.

Die Biomassenverteilung im November 2009 zeigt in Kleblach mit 25 % einen doppelt so hohen Anteil an Diptera gegenüber der Schwallstrecke, der Anteil an Plecoptera beträgt nur ein Viertel (ca. 9 %). Der Anteil an Ephemeroptera und Trichoptera ist mit jeweils etwa 30 % knapp höher als in Rosenheim. An der Möll ist die Verteilung jener in Kleblach sehr ähnlich mit leichten Verschiebungen bei Plecoptera und Ephemeroptera (jeweils 20 %). Oligochaeta sind zu ca. 2 % vorhanden.

Ein sehr ähnliches Bild spiegeln die Proben vom Februar 2010 wider. Die Stellen Kleblach und Rosenheim sind bezüglich Großgruppenverteilung nach Biomassen fast identisch, es dominieren EPT-Taxa mit zusammen jeweils über 90 %, der Rest ist den Diptera zuzuordnen. An der Möll-Stelle nehmen die Diptera auf 35 % zu, Trichoptera und Plecoptera ab und der Ephemeroptera-Anteil ist gegenüber den Drau-Stellen etwa gleich hoch (18 %). Auch in diesem Monat ist ein geringer Anteil an Oligochaeta (1 %) festzustellen.

Die Beprobung vom März 2010 zeigt einen hohen Biomasseanteil von Trichoptera (60 %) an der Stelle Nikolsdorf, der bis zur Schwallstrecke auf knapp unter 30 % abnimmt. Ephemeroptera und Plecoptera nehmen in Kleblach und Rosenheim zu. Die Untersuchungsstelle an der Möll ist bezüglich Biomassenanteil mit der Stelle Rosenheim fast identisch. Oligochaeta sind zu einem geringen Prozentsatz wieder vorhanden (< 1%).

Am letzten Probenstermin im März 2010 ist an der Stelle Nikolsdorf ein hoher Prozentsatz an Trichoptera gegeben (knapp 40 %), gefolgt von Diptera (37 %), Ephemeroptera und Plecoptera (je rund 10%). Andere Gruppen sind zu 3 % vertreten. In Kleblach nehmen Ephemeroptera und Plecoptera auf zusammen 70% zu, Trichoptera und Diptera nehmen auf 18 bzw. 12 % ab. In Rosenheim nimmt der Anteil an Trichoptera wieder auf 37 % zu, jener der Ephemeroptera auf 10 % ab. In der Möll ist dominieren Diptera (53 %), Trichoptera sind nur zu 5 % nachgewiesen worden. Ephemeroptera und Plecoptera sind zu je rund 20 % vorhanden.

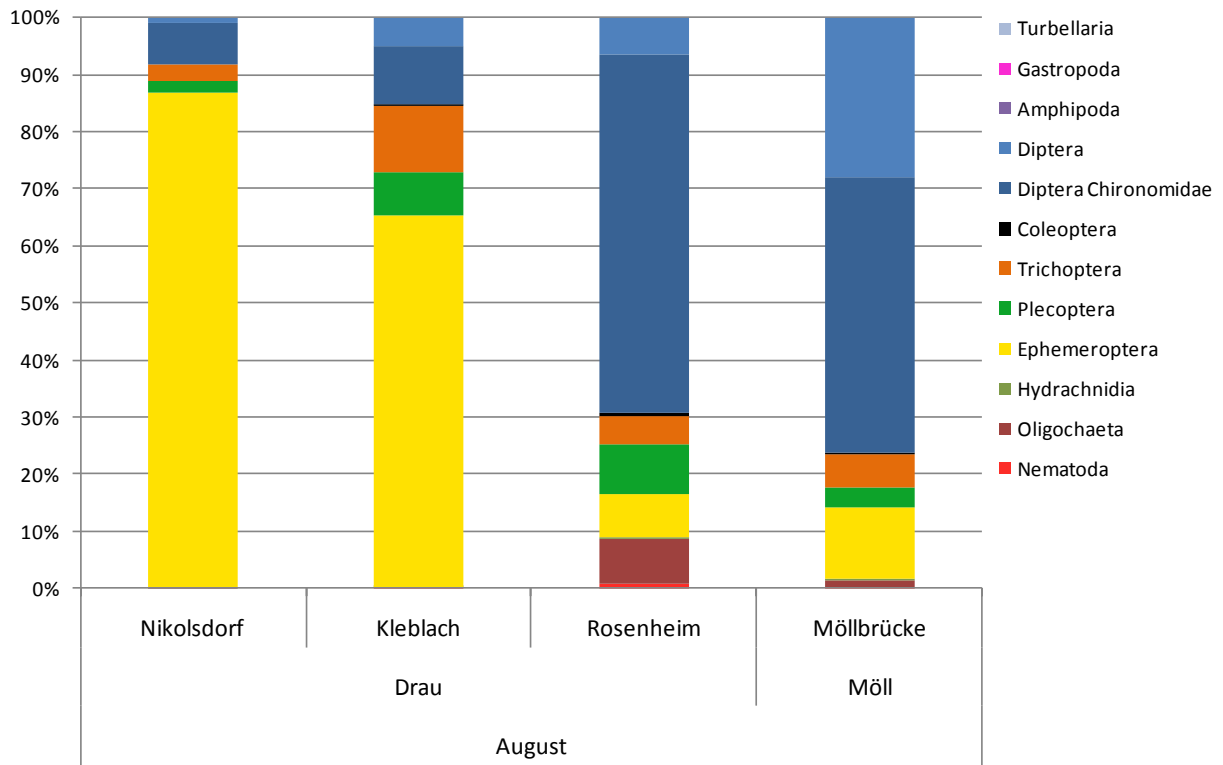


Abb. 4.53: : Großgruppenverteilung; Biomassen in Prozent; August 2009

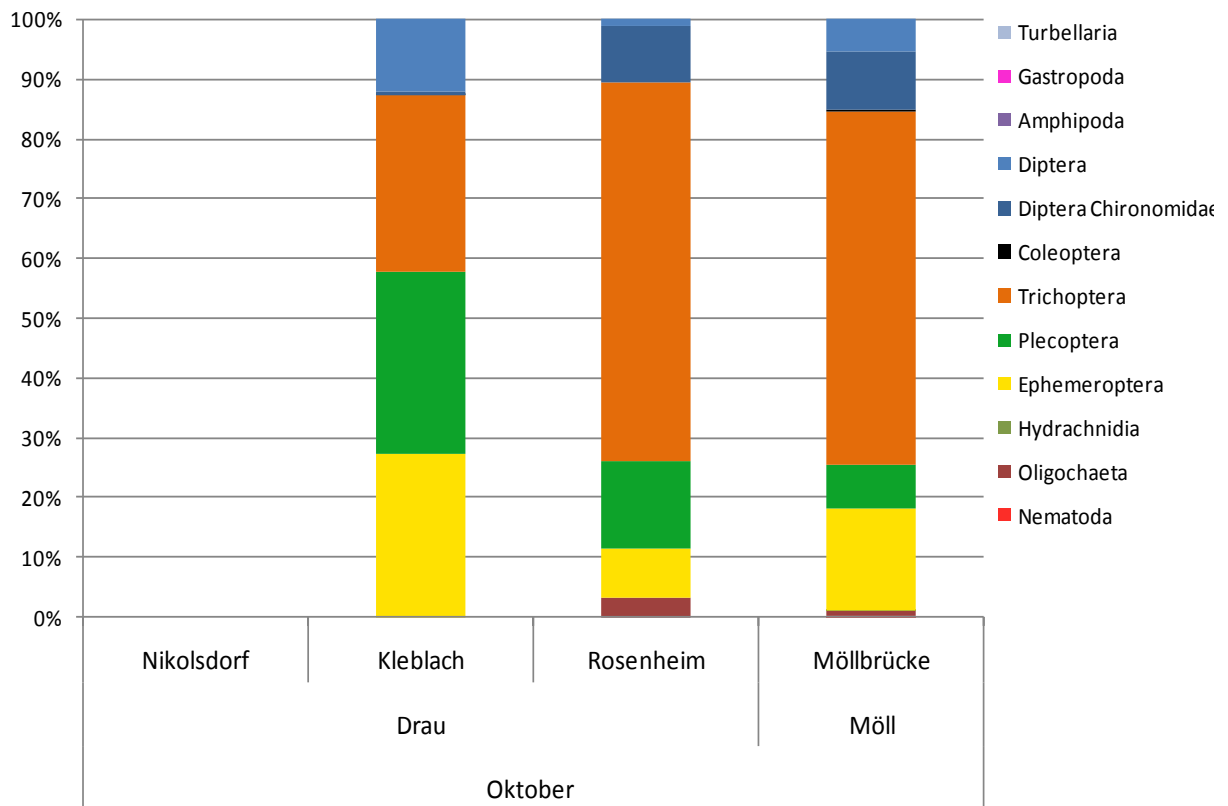


Abb. 4.54: Großgruppenverteilung; Biomassen in Prozent; Oktober 2009

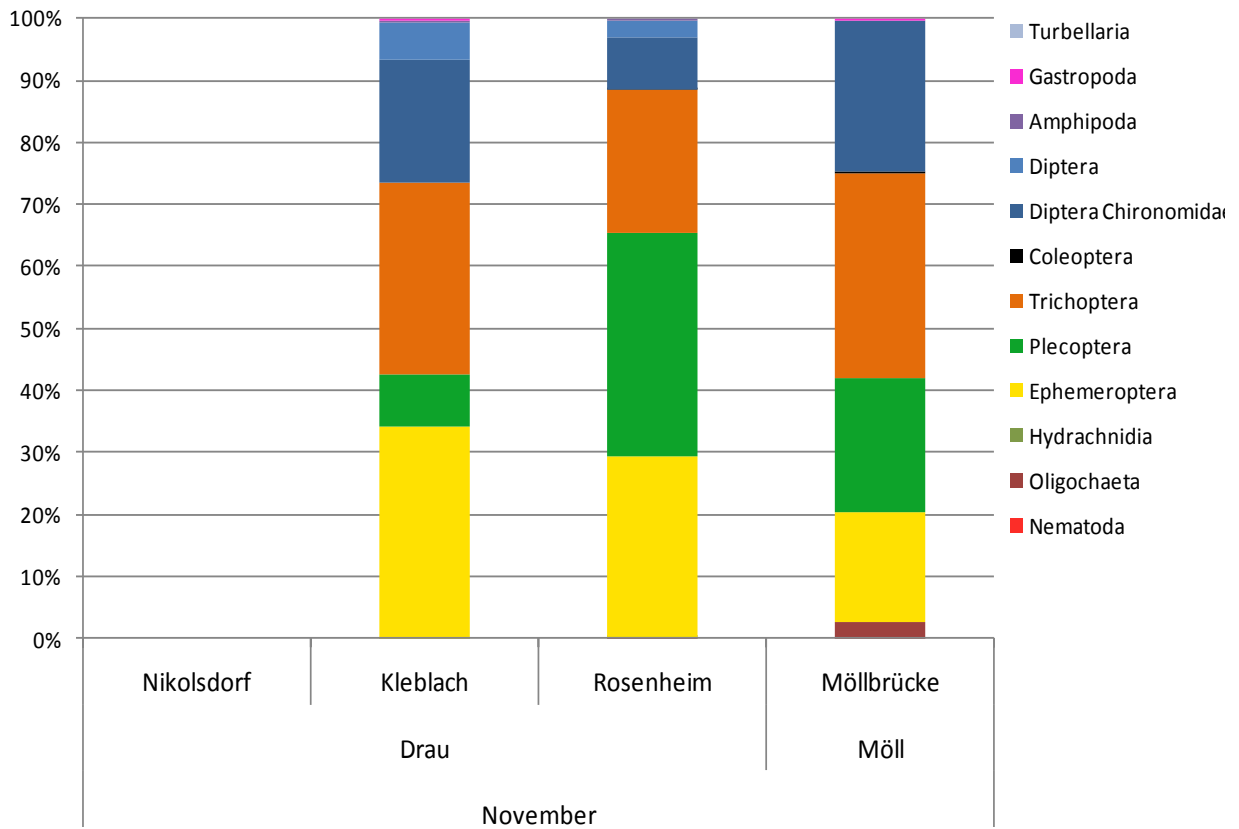


Abb. 4.55: Großgruppenverteilung; Biomassen in Prozent; November 2009

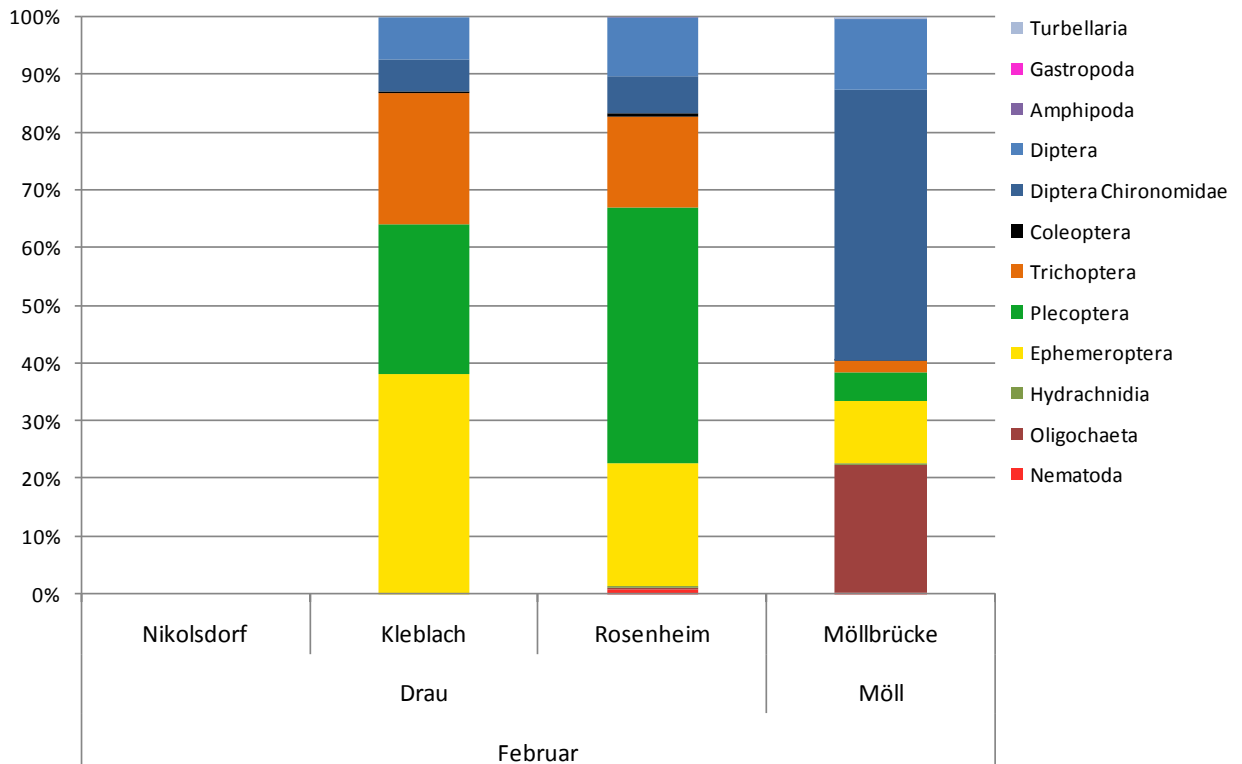


Abb. 4.56: Großgruppenverteilung; Biomassen in Prozent; Februar 2010

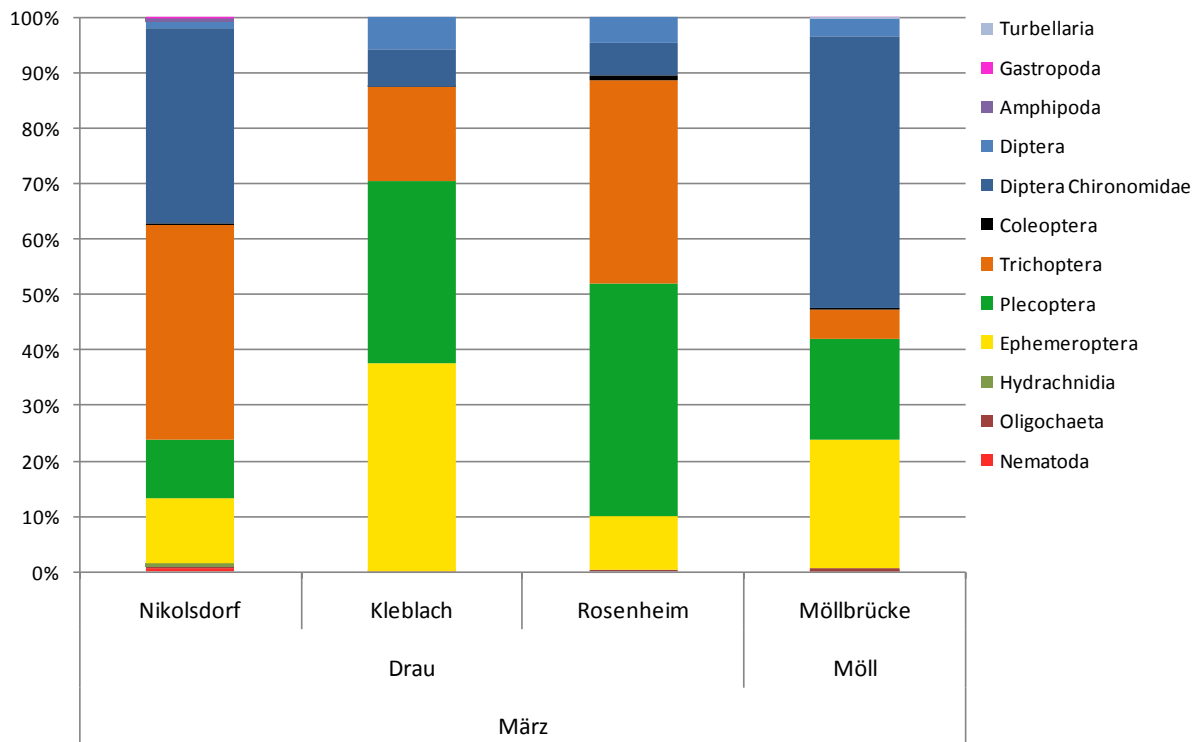


Abb. 4.57: Großgruppenverteilung; Individuen in Prozent; März 2010

4.5.1.2.4 Individuendominanz der Taxa der Substratoberfläche im Vergleich zur Fauna des Interstitials

Im folgenden Ansatz wird das Verhältnis der Individuen von auf dem Substrat lebenden makrozoobenthischen Organismen (wie Heptageniidae, Blephariceridae, Simuliidae, Elmidae, Plecoptera der Gattung Brachyptera und ausgewählte Trichoptera) und im Kieslückenraum lebenden Taxa (wie Oligochaeta, Leuctridae etc.) beleuchtet. Dieser Analyse liegt die Hypothese zugrunde, dass die an der Steinoberfläche lebenden Taxa unter Schwalleneinfluss negativ beeinflusst werden und im Verhältnis zu den, vom hydraulischen Stress "geschützten" Interstitialbewohnern mengenmäßig abnehmen.

Dabei zeigen Taxa der Substratoberfläche in der Referenzstrecke eine deutlich höhere Dominanz als im schwallbeeinflussten Abschnitt, wohingegen Taxa des Interstitials an der Schwallstelle gegenüber der Referenz dominieren. Im August ist die Individuendominanz von Taxa der Substratoberfläche in der Referenzstrecke ca. acht Mal höher als in der Schwallstrecke, in den weiteren Monaten ca. doppelt bis vier Mal so hoch. Der prozentuelle Anteil von Individuen der Interstitialfauna im Schwallabschnitt ist im Oktober 2009 gegenüber der Referenz fünf Mal höher, zu den anderen Terminen maximal doppelt so hoch.

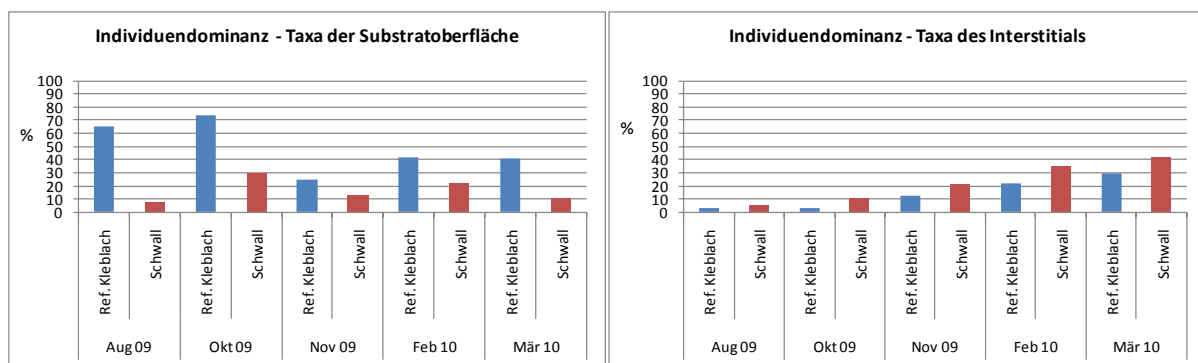


Abb. 4.58: Proben der Kasten-Sampler; Individuendominanz (%); Taxa der Substratoberfläche (links) und des Interstitials (rechts); 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 6 Einzelproben pro Stelle

4.5.1.3 Drift-Proben

Die makrozoobenthische Drift wird generell als die durch Strömung beeinflusste Fortbewegung, und somit Ortsveränderung, von aquatischen und terrestrischen Organismen in der freien Welle verstanden. Das Phänomen „The downstream transport of aquatic insects in the current“ wurde von Needham (1928) zufällig bemerkt, als er das Schicksal von Insekten erforschte, die ins Wasser gefallen sind (vgl. Jungwirth et al. 2003).

4.5.1.3.1 Definitionen

Drifterscheinungen wurden erst Anfang der 70er-Jahre durch Elliott (1970), Waters (1972), Bournaud & Thibault (1973) und Müller (1974) veröffentlicht. Waters (1972) unterteilt das Driftphänomen in drei Kategorien.

- Katastrophendrift
- Verhaltensdrift
- Konstante Drift

Katastrophendrift

Die Katastrophendrift wird auch als PASSIVE Drift bezeichnet und wird durch plötzliche Veränderung bestimmter Parameter verursacht. Dabei werden die Organismen aufgrund des Kontaktverlusts zum Substrat von der Strömung unfreiwillig mitgerissen.

Katastrophendrift verursachende Faktoren sind vorwiegend Bodenbewegungen und Umlagerungen des Substrats, die durch Hochwässer oder Arbeiten an der Gewässersohle entstehen (z.B. Bauarbeiten, Flussüberquerungen, Probenentnahmen etc.). Weitere Faktoren sind generell disturbances wie erhöhte Wasserführung durch Schwall, Austrocknung, erhöhte Temperatur, Vereisung, Insektizideintrag und Verschmutzung, die ebenfalls eine Katastrophendrift auslösen können.

Verhaltensdrift

Die Verhaltensdrift wird auch als AKTIVE Drift bezeichnet und durch endogene Faktoren beeinflusst. Hier wird die freie Welle von den Organismen freiwillig und bewusst aufgesucht um auf Futtersuche zu gehen oder der Konkurrenz und den Räubern auszuweichen.

Eine Spezialform der Verhaltensdrift ist die Dispersionsdrift. Dabei können sich Ei- und Larvenstadien ohne körperliche Anstrengung flussabwärts bewegen.

Konstante Drift

Die Konstante Drift wird auch als Grunddrift bezeichnet und kann mit der Katastrophendrift verglichen werden, da hier die Lebewesen ebenfalls unfreiwillig in die freie Welle geraten. Dies erfolgt unabhängig von periodischen Driftvorgängen und ist immer vorhanden (=konstant) (vgl. Waters 1972).

4.5.1.3.2 Einflussfaktoren

Im Tages- aber auch Jahresverlauf zeigen sich verschiedene Umwelt- Faktoren, die eine Drift auslösen können. Neben physikalischen Faktoren, wie die Wassertemperatur und die Lichtintensität, gibt es auch chemische Einflüsse, wie die Sauerstoffsättigung, der Gehalt an Hydrogen-Ionen und gelöster Kohlendioxid (CO₂). Diese Einflüsse verändern sich im Laufe des Tages und des Jahres und können als Zeitgeber für Drifterscheinungen auftreten.

Durch die Änderung der Lichtintensität entstehen tagesperiodische Schwankungen. Vor allem kann ein Anstieg der organismischen Drift beim Tag-Nacht Wechsel speziell in den Dämmerungsstunden beobachtet werden (vgl. Haney et al. 1983; Ciborowski 1979; Müller 1965).

Je nach Familie und Art der Organismen kommt es bei Temperaturabfall oder -erhöhungen zu einem Anstieg der makrozoobenthischen Drift. So driften Strudelwürmer der Gattung *Polycelis* vermehrt bei

einer Abnahme, Flohkrebse wie Gammarus jedoch bei einem Anstieg der Temperatur. Weiters wurde von Scherer (1965) und Müller (1965) festgestellt, dass Baetis-Larven bei starkem Temperaturabfall im Winter in ihrem Driftverhalten tagaktiv werden. Laut Williams & Levens (1988) ist Futtermangel und Flucht vor Fressfeinden ebenfalls ein Driftauslöser.

Driftverhalten der Großgruppen:

Ephemeroptera, Plecoptera, Simuliidae werden erst im Laufe ihres Entwicklungszyklus zu Nachtdriftern (Adler et al. 1983). Auch Gammaridae und die meisten Trichoptera, mit Ausnahme der Familie der Limnephilidae, driften verstärkt in der Nacht. Scherer (1965) stellte bei Baetis-larven ein Tag/Nachtverhältnis von 1:27 bis 1:83 fest. Weiters entdeckte Champell (1985) bei den Baetidae ein aktives Driften in den Nachtstunden, während sie tagsüber die Drift aktiv verließen und den Kontakt zum Substrat suchten. Im Gegensatz zu den bereits genannten Familien zeigen Chironomidae nur kleine, Coleoptera keine Tag/Nachtschwankungen in ihrem Driftvorkommen auf.

Allgemein kann gesagt werden, dass die Organismendrift bei Dämmerung ansteigt, wobei der 24 Stunden Rhythmus bestehen bleibt, und bei ständigem Tageslicht dieser Rhythmus verloren geht (Müller 1965).

Driftmaximum nach Müller (1970):

Die unterschiedliche Entwicklung der Jahreszeiten verursacht in verschiedenen Breiten unterschiedliche Ausprägungen jahresperiodischer Driftschwankungen. In unseren Breiten weisen Baetidae ein Driftmaximum von Juni bis Juli auf. Dies kann damit begründet werden, dass in dieser Periode die Flugzeit vorherrscht. Plecoptera zeigen zwei Driftmaxima auf, einmal im Winter während ihrer Hauptwachstumsperiode und das zweite Mal kurz vor der Schlüpfreife. Simuliidae weisen ebenfalls zwei Driftmaxima auf: im Winter und im Hochsommer. Das überwiegende Driftaufkommen der Gammaridae findet von Mai bis Juli statt. Ausschlaggebend für das erhöhte Driftvorkommen der Gammaridae könnte die Temperaturerhöhung sein. Baetis-larven ändern ihr Driftverhalten bei hohem Temperaturabfall und werden unter diesen Umständen tagaktiv.

Überblick:

Baetidae Juni bis Juli – korreliert mit der Flugzeit

Plecoptera im Winter – Hauptwachstumsperiode und knapp vor Schlüpfreife

Simuliidae im Winter und Hochsommer

Gammaridae Mai bis Juli – Temperaturentwicklung kann Rolle spielen

4.5.1.3.3 Wieder- und Neubesiedelung

Es stellte sich die Frage, ob es durch das Abdriften von Organismen im Oberlauf des Flusses zu einer Ausdünnung der wirbellosen Bodenfauna kommt. Diese Frage kann mit „nein“ beantwortet werden, da die Benthoslebewesen gewisse Verhaltensweisen bzw. spezielle Anpassungen an Strömungsverhältnisse aufweisen.

Laut Williams und Hynes (1976, 1977) gibt es für die makrozoobenthischen Organismen vier verschiedene Möglichkeiten Fließstrecken zu kolonisieren. Dies geschieht durch:

- Drift
- Aufwärtswanderung im oder auf dem Bachsediment
- Einwanderungen aus tieferen Sedimentschichten oder von den Ufern
- Kolonisation über die Luft

Diese Verhaltensanpassungen dienen dem Ausgleich der Benthosorganismen im Oberlauf und kann auch unter dem Aspekt der Migration gesehen werden (vgl. Trummer 1995)

Manche Organismen drücken sich mit ihrer Körperunterseite gegen das Substrat, wobei ein abgeflachter oder stromlinienförmiger Körperbau sehr vorteilhaft ist und besitzen häufig spezielle Haftvorrichtungen (z.B. Haken, Saugnäpfe), damit sie in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet bleiben können und während ihrer aktiven Fortbewegung nicht mit der Strömung mitgerissen werden (positive Thigmotaxis). Andere wiederum wandern aktiv stromaufwärts indem sie ihren Körper gegen die Strömung ausrichten, was für etliche typische Fließgewässertiere bewiesen wird (positive Rheotaxis, vgl. Bishop & Hynes 1969a; Meijering 1973; Russev 1972).

Viele Insektenimagines zeigen vor der Eiablage einen „Kompensationsflug“, indem sie stromaufwärts fliegen und somit den Territoriumsverlust durch die Drift gleichmachen. Der Kompensationsflug wird laut Russev (1972) von Vertretern der Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, aber auch von Vertretern der Simuliidae und Chironomidae (Roos 1957) durchgeführt. Die befruchteten Eier werden von den Weibchen an der Obergrenze ihres natürlichen Verbreitungsgebietes abgelegt. Dabei werden die Eier durch die Drift verteilt und die Larven schlüpfen an unterschiedlichen Stellen. Dieser Besiedelungskreislauf („colonization cycle“) wurde von Müller (1954) beobachtet (siehe Abb. 4.59).

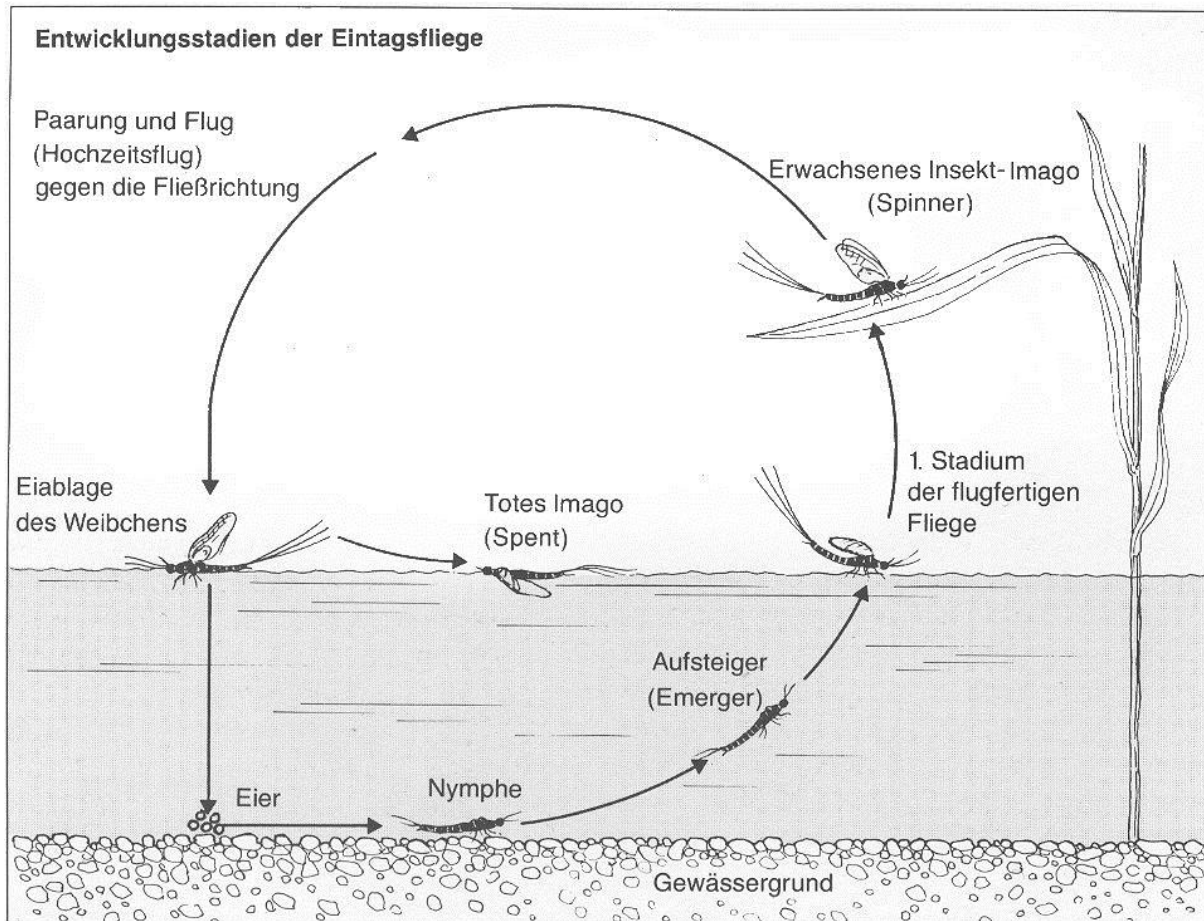


Abb. 4.59: Kompensationsflug Der Eintagsfliege nach MÜLLER (1954)

Da die Drift für die Verbreitung der Benthosfauna wesentlich ist, hat sie eine Hauptbedeutung für den Besiedelungskreislauf der bodennahen Fauna. Die organismische Drift spielt für die Neu- bzw. Wiederbesiedelung von Habitaten eine große Bedeutung (vgl. Müller 1954) und spielt daneben für die Nahrungsaufnahme der Fische eine essentielle Rolle.

Laut Elliott (1967) geschieht die Besiedelung eines neuen Fließgewässer-Habitats zu 60 % durch Driftvorgänge. Am meisten Bedeutung findet die Drift bei der Wiederbesiedelung nach Hochwässern. Die Neu- bzw. Wiederbesiedelung fängt mit einem Anstieg der Individuendichte an. Nachdem ein Maximum erreicht ist, treten Phasen von konkurrenz-, raum- oder nahrungsbedingten Populationschwankungen ein, die eine ständige Abnahme aufweisen, bis die Biozönose stabil ist. Sie wird artenreich und mannigfaltig und rare Arten stoßen noch dazu. Nach erfolgreicher Reproduktion einzelner Arten kann die Besiedelungsphase als abgeschlossen gesehen werden. Dieser Kreislauf kann von vier bis sechs Wochen dauern, bei anthropogener Beeinflussung aber auch bis zu mehreren Jahren, abhängig von Art und Ausmaß der Störung, Substrat, Flusscharakter und Jahreszeit (vgl. JUNGWIRTH et. al, 2003). Diese Abhängigkeit der Faktoren verdeutlicht den engen ökologischen Zusammenhang der Drift mit der ökologischen Gesamtsituation eines Fließgewässers (vgl. Riedl 2010 und Außerer 2011).

4.5.1.3.4 Individuen und Biomassen

Anhand der Vertrauensgrenzen nach Elliott ist an den Draustellen Kleblach und Rosenheim sowohl bezüglich Individuenzahlen (siehe Abb. 4.60) als auch Biomassen (siehe Abb. 4.61) eine ähnliche Driftmenge der aquatischen MZB-Fauna feststellbar. Mittelwertvergleiche zeigen lediglich im August 2009 eine signifikant höhere Individuendrift in der Schwallstrecke Rosenheim. In der Restwasserstrecke der Möll fand mit Ausnahme des Novembertermins immer eine signifikant höhere Drift als in der Drau statt. Der Extremwert im Oktober ist durch den Überlauf des Möllstaudes Ausgleichsbeckens Rottau wegen Turbinenrevisionsarbeiten im Krafthaus Möllbrücke erklärbar. Eine Abflusserhöhung von 6 m³ auf 45 m³ in der Restwasserstrecke führte zu einer vorübergehenden Katastrophendrift von über 40 Individuen/m³. Die Basisdrift liegt hier im Vergleich dazu im Mittel zwischen 2 und 4 Individuen/m³ und ist signifikant höher als an den Untersuchungsstellen der Drau (ca. 0,5 - 1,5 Ind./m³).

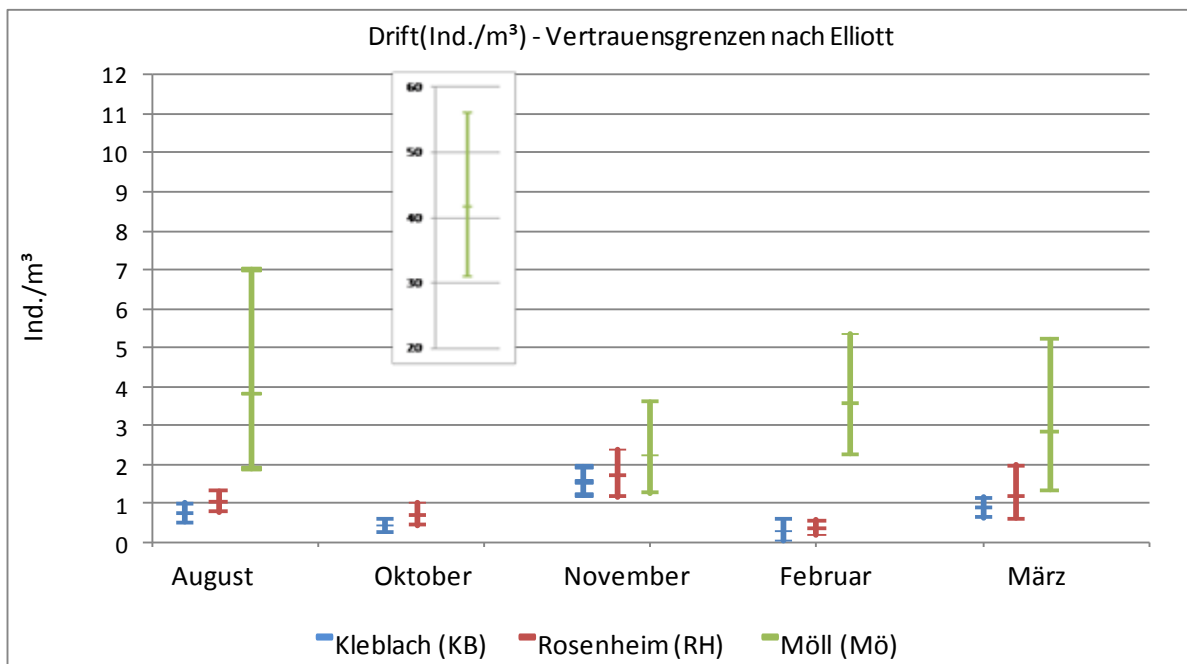


Abb. 4.60: Driftdichte, Individuen/m³ – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 12 bzw. 18 (Oktober) Einzelproben pro Stelle

Die Verteilung der Biomassen (siehe Abb. 4.61) verläuft sehr ähnlich, statistische Tests zeigten aber zu keinem Termin signifikante Unterschiede zwischen den beiden Stellen. Die Möll zeigt bezüglich Biomassen lediglich im Oktober 2009 und Februar 2010 signifikant höhere Werte (0,025 bzw. 0,004 g/m³). Zu allen anderen Terminen liegt die Biomasse, ähnlich jener der Drau-Stellen, um oder unter 0,002 g/m³.

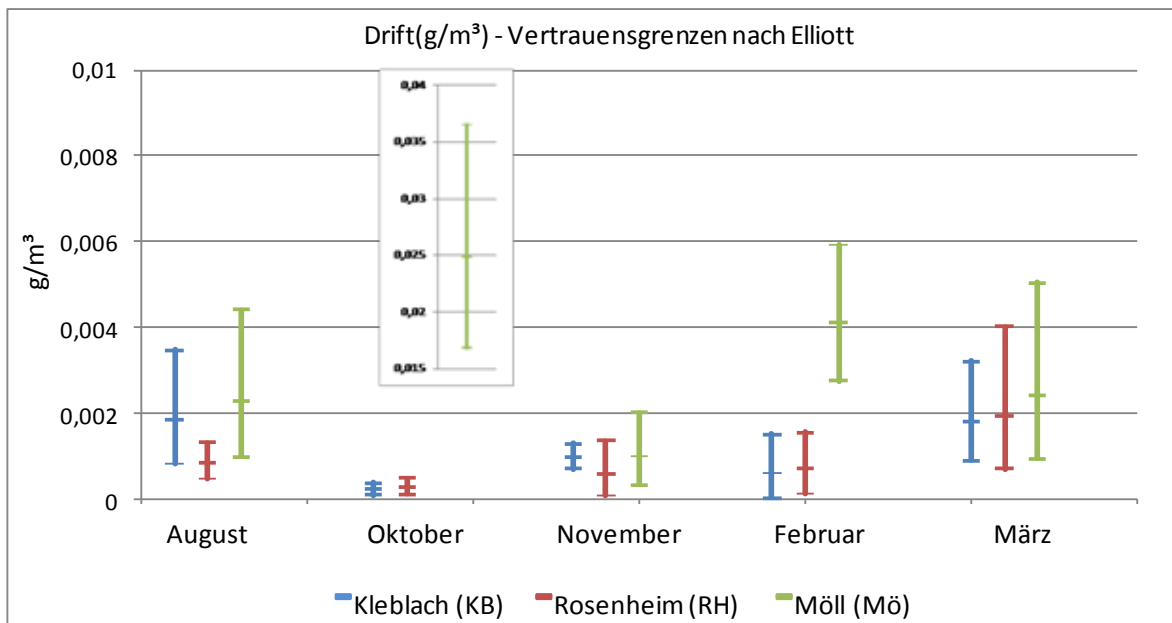


Abb. 4.61: Driftmenge, Biomasse (g/m³) – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 12 bzw. 18 (Oktober) Einzelproben pro Stelle

Werden die terrestrischen Evertebraten bzw. Adulttiere der aquatischen MZB-Fauna in der Drift mit einbezogen, so zeigt sich in der Schwallstrecke zumindest zu den ersten beiden Untersuchungsterminen eine deutlich höhere Driftdichte (siehe Abb. 4.62). Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass es sich an beiden Stellen um sehr niedrige Werte handelt (zwischen 0,5 und 2 Ind./m³). Die Biomassen sind wie auch schon bei Berechnung ohne Adulte und terrestrische Evertebraten mit jenen der Möll, mit Ausnahme der Termine Oktober und Februar, vergleichbar (siehe Abb. 4.63). Das bedeutet, dass das Individuengewicht der driftenden Fauna in der Möll ähnlich bzw. etwas geringer jenem der Drau-Stellen ist, was sich in Abb. 4.64 widerspiegelt.

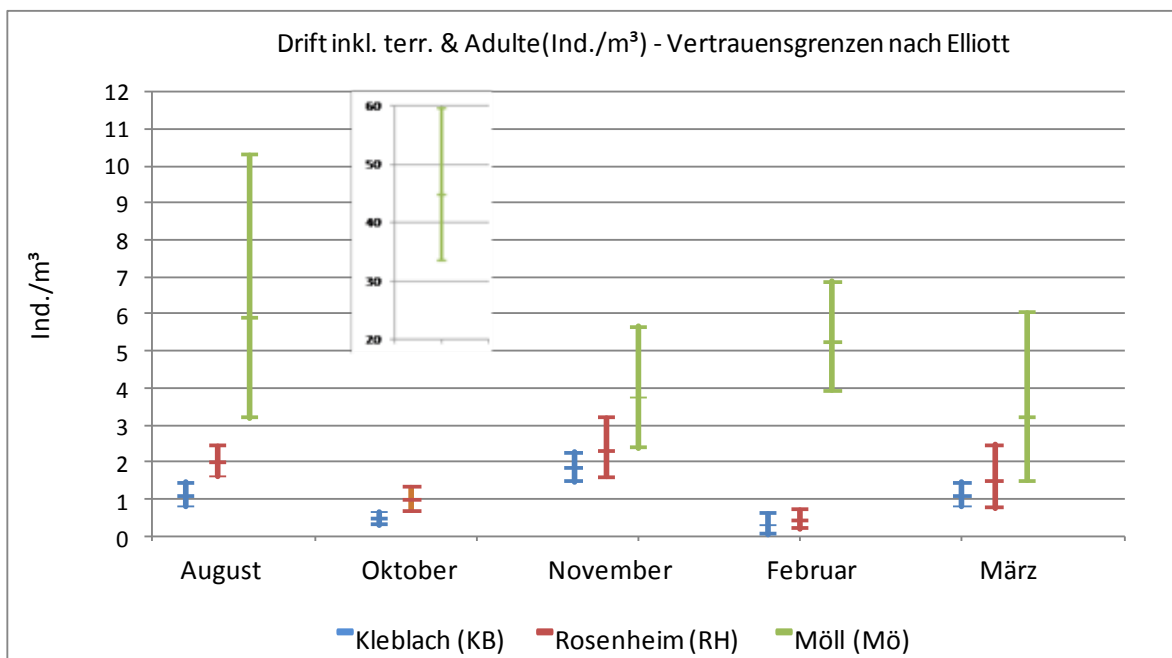


Abb. 4.62: Driftdichte, Individuen/m³ – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna inkl. Adulte und terrestrische Evertebraten; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 12 bzw. 18 (Oktober) Einzelproben pro Stelle

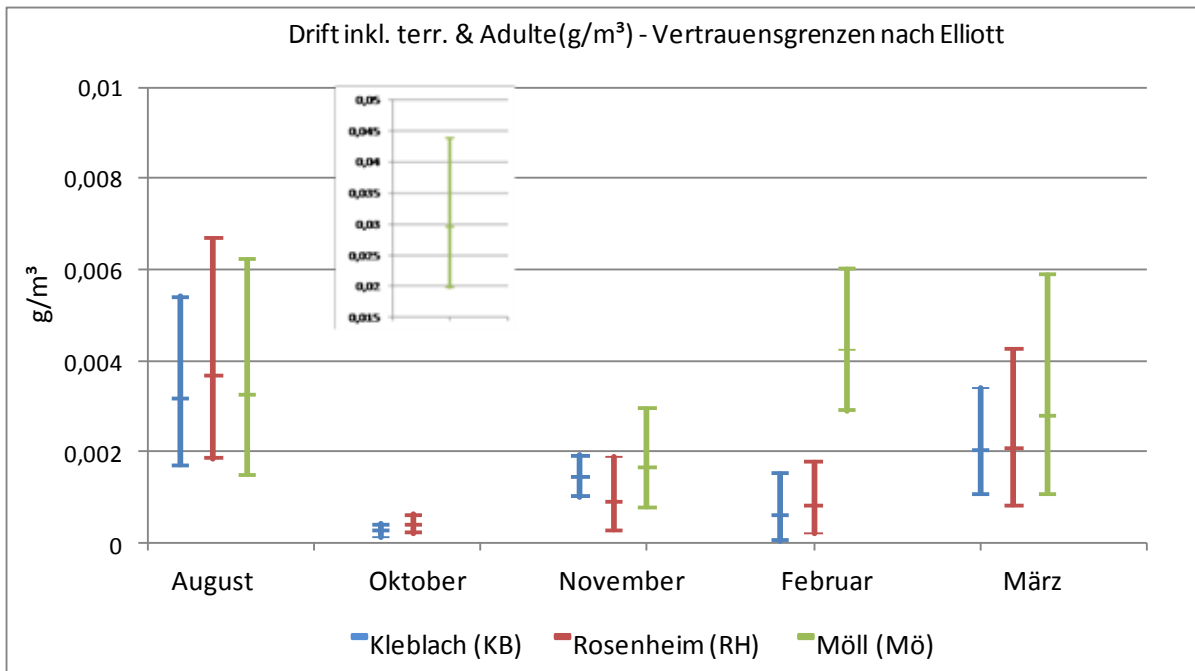


Abb. 4.63: Driftmenge, Biomasse (g/m³) – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna inkl. Adulte und terrestrische Evertebraten; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 12 bzw. 18 (Oktober) Einzelproben pro Stelle

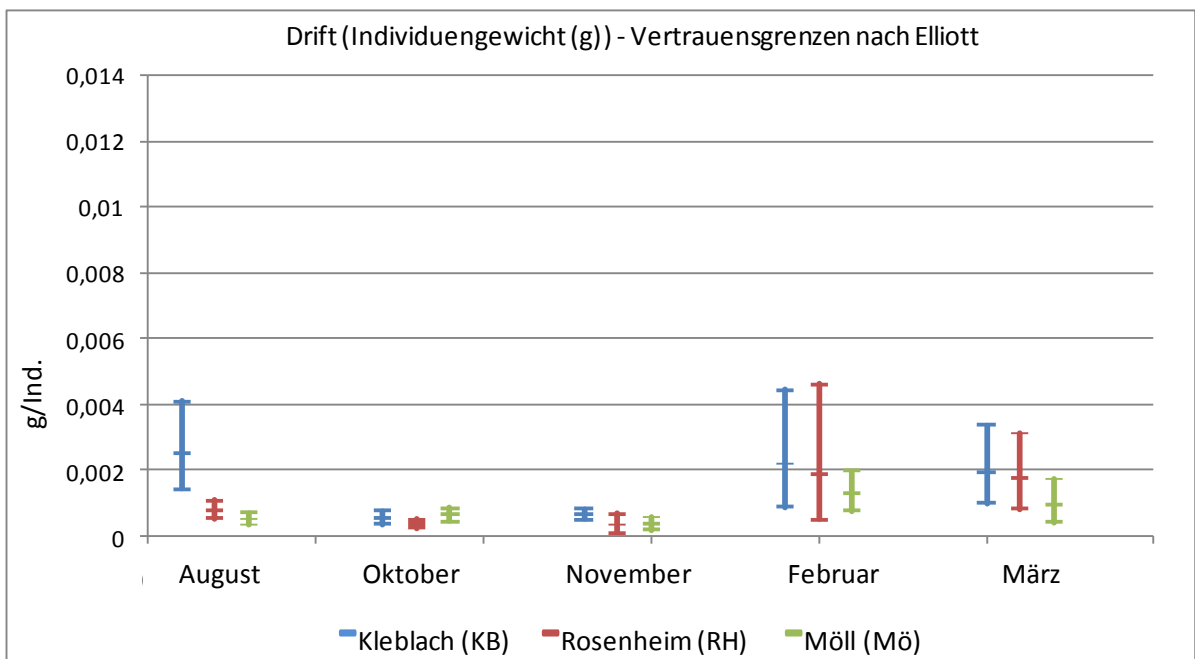


Abb. 4.64: Individuengewicht (g/m³) – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 12 bzw. 18 (Oktober) Einzelproben pro Stelle

4.5.1.3.4.1 Individuen- und Biomassenverteilung im Flussquerschnitt

Um eventuelle Defizite in den ufernahen, für Äschen-Larven relevante Zonen der Drau festzustellen, wurden die Driftproben in unterschiedlicher Uferentfernung und Wassertiefe wie in Kapitel 3.5.1.2 dargestellt entnommen.

Bereits zum ersten Probenstermin zeigten sich keine signifikanten Unterschiede anhand der Individuen und Biomassen in unterschiedlichen Entnahmepositionen.

Die Vertrauensgrenzen nach Elliott zeigen zwar den Trend einer Zunahme in der Flussmitte, anhand statistischer Mittelwertvergleiche aber noch keinen signifikanten Anstieg. Es muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass es sich um sehr geringe Individuendichten in der Drift handelt und somit selbst eine Verdopplung von durchschnittlich einem auf zwei Individuen/m³ keine wesentlichen Aussagen über eine schwallbeeinflusste Katastrophendrift zulässt und dieser Flussbereich speziell für Jungäschen von geringer Habitat-Relevanz ist. Daher wurde die Beprobung der Flussmitte für die weiteren Termine nicht mehr durchgeführt.

Die Biomassenverteilung zeigt ebenfalls keine signifikanten Unterschiede nach Lage, wodurch auf die restlichen Termine, die ähnliche Resultate liefern (siehe Anhang), hier nicht näher eingegangen wird.

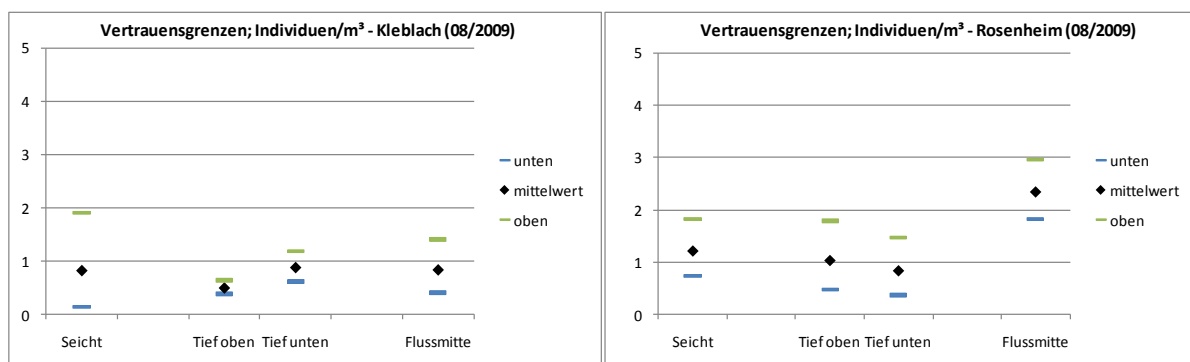


Abb. 4.65: Driftdichte, Individuen/m³ – Vertrauensgrenzen nach Elliott; 6 Einzelproben pro Lage; August 2009; Links: Kleblach, Rechts: Rosenheim

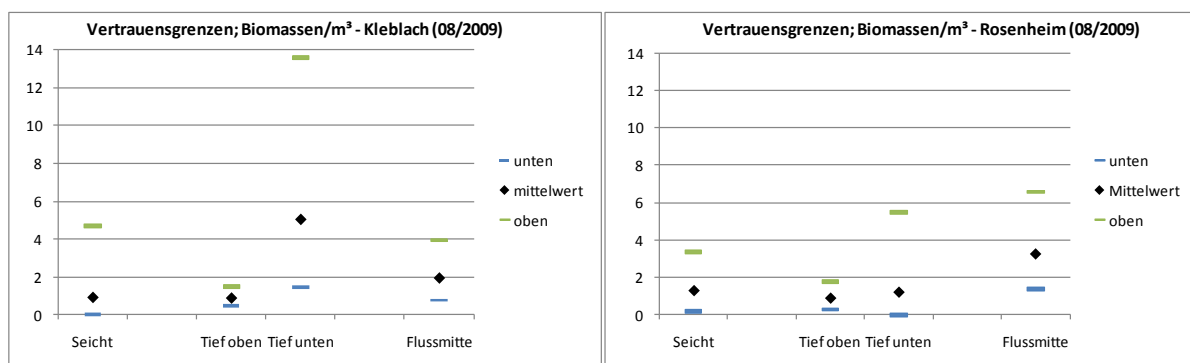


Abb. 4.66: Driftmenge, Biomasse(mg/m³) – Vertrauensgrenzen nach Elliott; 6 Einzelproben pro Lage; August 2009; Links: Kleblach, Rechts: Rosenheim

4.5.1.3.5 Großgruppenverteilung

Betrachtet man die Großgruppenverteilung der beiden Untersuchungsstellen der Drau, so zeigt sich anhand der Individuen ein annähernd identes Bild. Im Schwallabschnitt Rosenheim (RH) ist der Biomasseanteil an terrestrischer Fauna und Adulttieren aquatischer Evertebraten allerdings höher als an der Referenz.

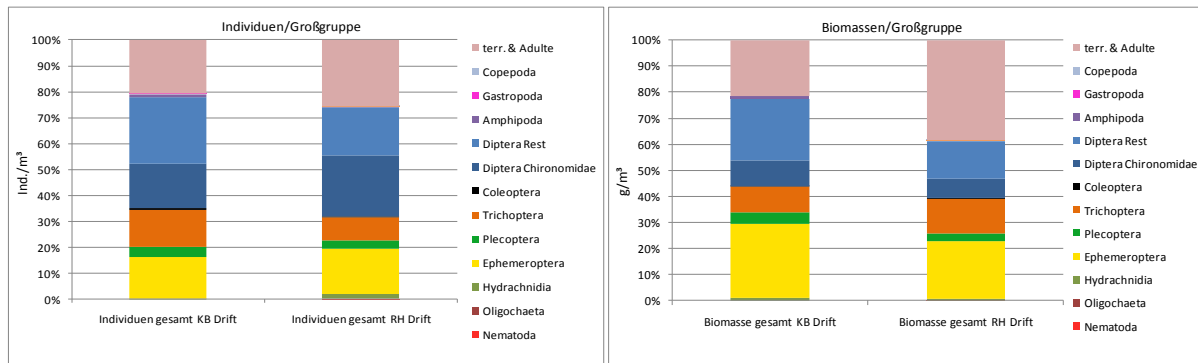


Abb. 4.67: Großgruppenverteilung der driftenden MZB-Fauna an Referenz- (KB) und Schwallstrecke (RH) der Drau; links: Individuen, rechts: Biomassen

4.5.1.3.6 24 Stunden-Zyklus

Mit Hilfe der Analyse der Driftmengen im 24 Stunden-Zyklus soll festgestellt werden, wie groß der Einfluss des Schwallbetriebs des Kraftwerks Malta-Unterstufe ist. Da sich jedoch die Stärke des Schwalls nach Strombedarf und Preis richtet, kann nur in den seltensten Fällen voraus geplant werden, wie stark ein Schwall ausfallen wird und wann er genau an der Untersuchungsstelle eintrifft.

In den folgenden Abbildungen werden die Driftmengen (Individuen- bzw. Biomasse/m³) im Tagesverlauf genauer betrachtet. Abb. 4.68 gibt die Individuendichte (Ind./m³), Abb. 4.69 die Menge der Biomasse (mg/m³) ohne adulte Organismen und terrestrischer Drift wieder.

Die Trennung in eine Diskussion der Drift mit und ohne adulte Organismen erfolgt zur Abschätzung von „benthosinternen“ Driftmustern, da die Mehrzahl der Adultdrift auch auf eine mechanische Abschwemmung von Organismen aus vorher trocken gelegenen Bereichen zurückgeführt werden könnte.

Die Abbildungen zeigen, in welcher Probenperiode die Driftmenge ansteigt. Die hellblaue Linie stellt den Durchfluss der Drau (m³/s) im Tagesverlauf dar.

Der 4. Probenzyklus (16:45 Uhr) zeigt einen Anstieg auf knapp 4 Ind./m³ gegenüber den anderen Probenzyklen (< 2 Ind./m³) und wird noch vom darauf folgenden 5. Probenzyklus (17:50 Uhr) mit knapp 7 Ind./m³ getoppt. Hierbei ist zu erwähnen, dass um 16:30 Uhr die Dämmerung begonnen hat und mit 17:00 Uhr die Sonne bereits untergegangen war. Dies entspricht dem „bigeminus“ bzw. dem „alternans“ Muster. Ein Einfluss des Pegelanstiegs ab 17:50 Uhr ist nicht gegeben. Die statistischen Auswertungen (Mittelwertvergleiche) bestätigen den signifikanten Anstieg der Dämmerungsdrift um 17:45 Uhr: jeder Probenzyklus zeigt eine signifikante Abweichung von diesem Zeitpunkt, teilweise auch mit dem vorhergehenden Probenzyklus um 17:15 Uhr. Allerdings zeigen die unteren Vertrauensgrenzen dieser beiden Termine immer noch eine starke Überlappung mit jenen der anderen Termine.

Die Dichte der Biomasse (Abb. 4.69) zeigt annähernd den gleichen Verlauf wie die Individuendichte. Auch hier fallen der 4. und der 5. Probenzyklus mit einer erhöhten Biomassedichte auf (4 und 7 mg/m³). Ein Unterschied zum Individuenaspekt besteht jedoch in der engeren Spanne zwischen den unteren und oberen Grenzen der einzelnen Werte. Die statistischen Auswertungen ergeben eine signifikante Änderung wie bei den Individuendichten. Im Gegensatz zu den Individuendichten ist anhand der Biomassen auch im nächtlichen Schwallanstieg (Termine 21:00 und 21:45 Uhr) gegenüber den Morgen- und Nachmittagsterminen bis 16:45 Uhr ein signifikanter Anstieg nachzuweisen. Das bedeutet, dass der Schwalleinfluss nachts größere Individuen zur Abdrift führt.

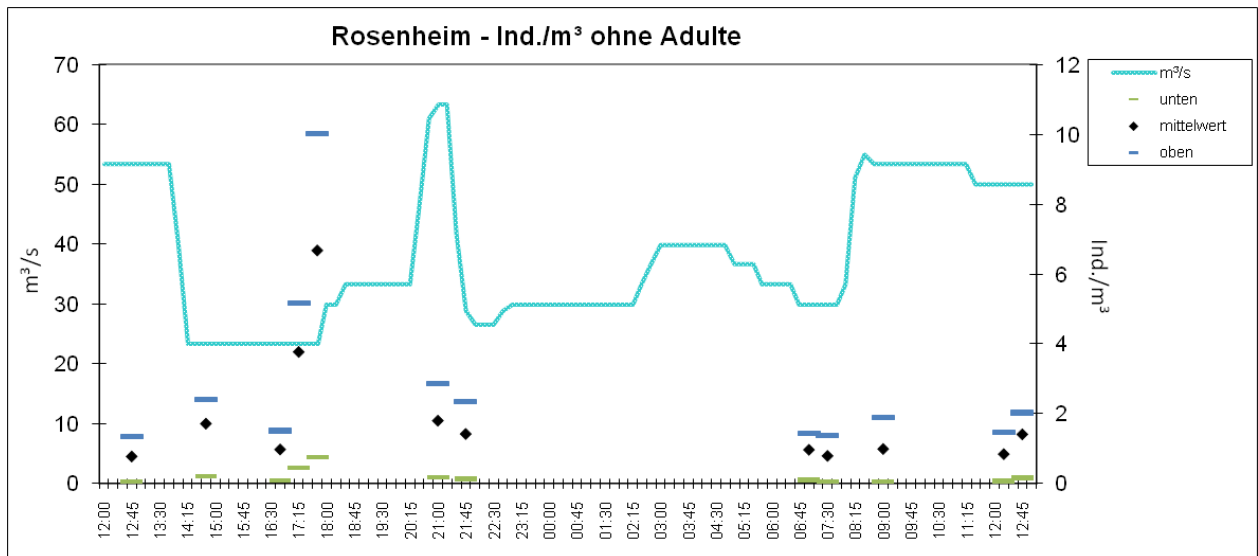


Abb. 4.68: Driftdichte, Individuen/m³ – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna; 12 Termine in 24 Stunden (25./26. November 2009), 12 Einzelproben pro Termin

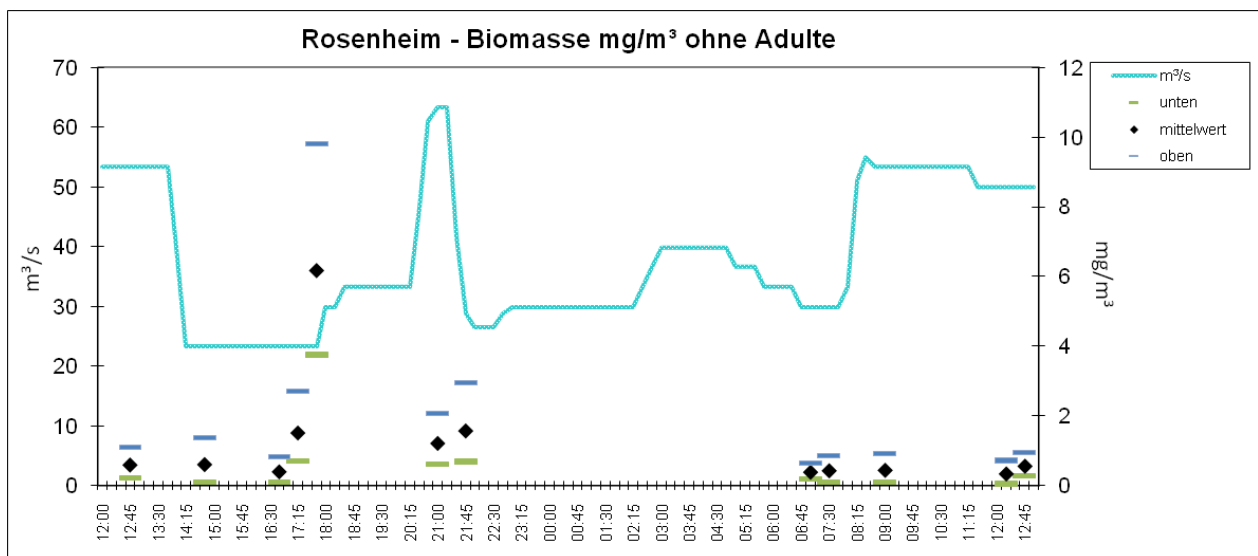


Abb. 4.69: Driftmenge, Biomassen (mg/m³) – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna; 12 Termine in 24 Stunden (25./26. November 2009), 12 Einzelproben pro Termin

4.5.1.3.6.1 Tag/Dämmerung/Nacht - Vergleich der 24 Stunden Drift

Ein Vergleich der Individuendichte und Biomassen aufgeteilt in Tag, Dämmerung und Nacht soll veranschaulichen, wie der Einfluss des Sonnenlichtes, der Dämmerung und der Dunkelheit auf die makrozoobenthische Drift wirkt.

Die Aufteilung in Tag/Dämmerung/Nacht wird wie folgt durchgeführt: Der Tag beinhaltet die ersten 3 Probenzyklen (zwischen 12:15 und 16:45 Uhr) und die letzten 3 Probenzyklen (von 8:35 bis 12:45 Uhr des darauffolgenden Tages). Die Nachtdämmerung erstreckt sich über den Zeitraum 17:00 bis 17:50 Uhr (4. und 5. Probenzyklus) und die Nachtproben werden von 20:50 bis 21:40 Uhr genommen. Als letztes wird noch die Morgendämmerung zwischen 6:40 und 7:30 Uhr (8. und 9. Probenzyklus) ausgewiesen, wobei diese in dieser Untersuchung keine große Rolle spielt. Die Drift an der Drau bei Rosenheim weist eine höhere mittlere Abundanz in der Nachtdämmerung (6 Ind./m³) auf, als während des Tages (1,3 Ind./m³). Die Nachtdrift kommt hinsichtlich der Individuendichte auf einen Wert von 1,9 Ind./m³. Die Individuendichte der Morgendämmerung ist am geringsten und beträgt 1 Ind./m³ (siehe Abb. 4.70).

Die Biomasse zeigt eine ähnliche Verteilung. Die nächtliche Dämmerung weist eine Biomasse von durchschnittlich 4,65 mg/m³ auf. Während des Tages kann ein Wert von 0,7 mg/m³ festgestellt werden. Die Nachtdrift weist eine Biomasse von 1,7 mg/m³ auf. Die Dämmerungsdrift am Morgen kommt auf den geringsten Wert von 0,5 mg/m³. Dieser Vergleich wurde ohne die Werte der adulten Organismen angestellt.

Die adulten Organismen zeigen unter Tags höhere Werte mit einer Individuendichte von 0,5 Ind./m³ und einer Biomasse von 1,9 mg/m³. In der Nachtdämmerung liegen Werte von 0,16 Ind./m³ und 0,02 mg/m³ vor. In der Nacht werden eine Individuendichte von 0,33 Ind./m³ und eine Biomasse von 0,36 mg/m³ festgestellt. In der Morgendämmerung werden keine adulten Organismen festgestellt.

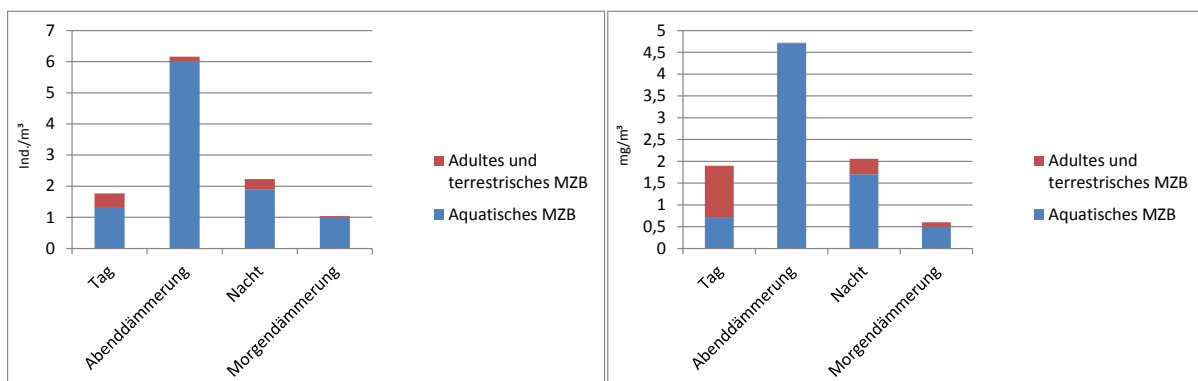


Abb. 4.70: Mittlere Driftdichte und -menge (links: Individuen/m³, rechts: Biomassen mg/m³); aquatische und adulte inkl. terrestrischer MZB-Fauna; 12 Termine in 24 Stunden (November 2009), Tag: 72 Einzelproben; Abenddämmerung, Nacht und Morgendämmerung je 24 Einzelproben

Wie andere Arbeiten zu diesem Thema ermitteln Moog & Heinisch (1991) an der Wagrainner Ache ein Driftmaximum während den Nachtstunden. Aus der Studie geht hervor, dass in der ersten Periode nach dem Sonnenuntergang ein Maximum zu verzeichnen ist und ein zweites Maximum kurz vor Sonnenaufgang erreicht wird. Diese beschriebenen Driftmaxima würden in dieser Studie der Nachtdämmerungsdrift bzw. der Morgendämmerungsdrift entsprechen.

Nach Würz (2001) kommt es an der Melk zu einer Vorherrschaft der Abundanz und der Biomasse während des Tages. Verursacht wird dieses Ergebnis vor allem durch die Dipterenfamilie Chironomidae, welche vor allem während der Tagesmitte in die Drift gehen (aus Riedl 2010).

In der vorliegenden Studie kommt es vor allem nach Sonnenuntergang zu einem raschen Anstieg der Individuendichte, welche die Werte für den Tag und dem weiteren Verlauf der Nacht deutlich übersteigen. Wird die Biomasse betrachtet, kommt es zu einer ähnlichen Verteilung bei Tag und Nacht, wobei Adulttiere bei Tag mehr als 60 % der Biomasse ausmachen, in der Abenddämmerung nur 1 % und während der Nacht inklusive Morgendämmerung knapp unter 20 %.

4.5.1.3.7 Driftindex

Anhand des Driftindex kann festgestellt werden, ob Taxa überproportional im Verhältnis zur Benthosbesiedlung (positive Werte) oder unterproportional (negative Werte) driften. Abb. 4.71 zeigt, dass Ephemeroptera im Schwall stärker in die Drift gehen als in der Referenz. Plecoptera sind in beiden Abschnitten überproportional im Benthos, d.h. diese Großgruppe ist am seltensten in der Drift anzutreffen. Relativ ausgeglichen ist der Driftindex bei Trichoptera mit etwas höherer Drift in der Referenz. Diptera und andere Großgruppen (v.a. Coleoptera und Hydrachnidia) driften überproportional in Relation zur Benthosbesiedlung.

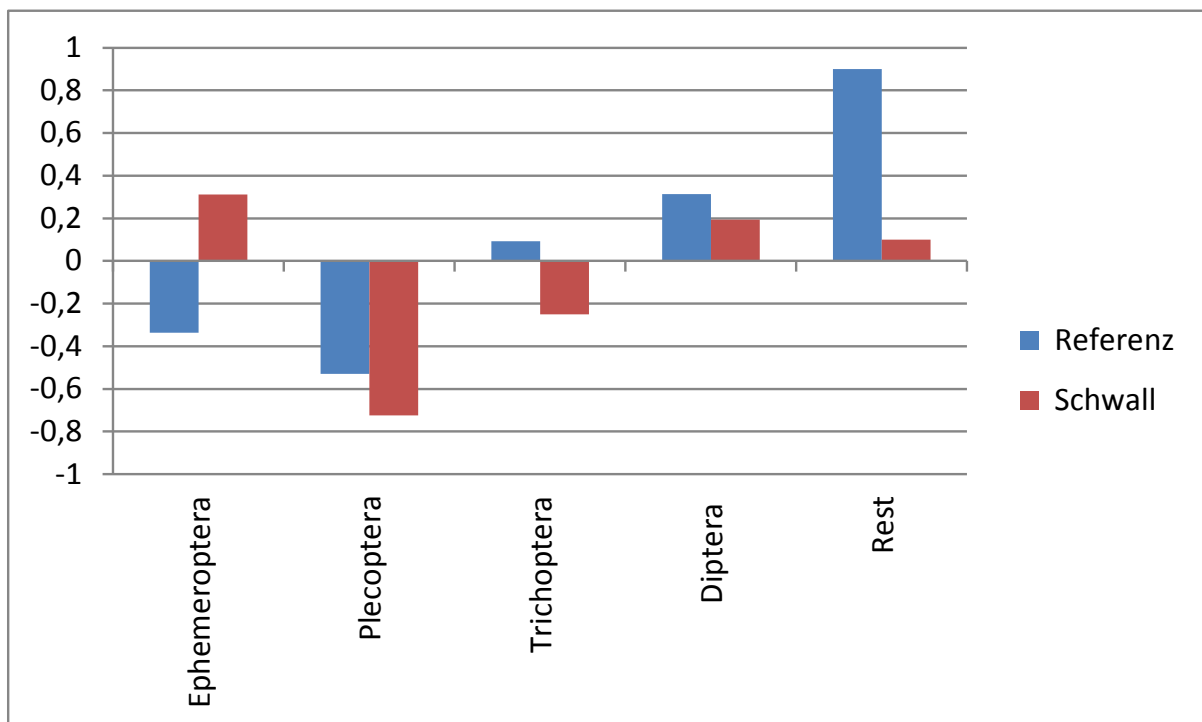


Abb. 4.71: Driftindex; Großgruppen; alle 5 Termine zusammengefasst

4.5.2 Magenanalysen

Für die Magenanalysen wurde zwischen Juni 2009 und März 2010 eine konstante Anzahl an juvenilen Äschen aus dem schwallbeeinflussten sowie dem nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt der Drau gefangen (siehe Kapitel 3.5.2). In den folgenden Abbildungen dieses Kapitels wird der nicht durch das KW Malta-Unterstufe schwall beeinflusste Gewässerabschnitt auch als „Referenz“ bezeichnet.

Bei den entnommenen Individuen wurden die Fischlänge, der Mageninhalt sowie das Fressverhalten bzw. die Nahrungsverteilung aus den beiden Gewässerabschnitten gegenüber gestellt.

4.5.2.1 Fischlängen

Bevor der Mageninhalt der gefangenen Äschen untersucht wurde, wurde die Totallänge (von der Spitze des Mauls bis zum Ende der Schwanzflosse) der Fische bestimmt (siehe Abb. 4.72).

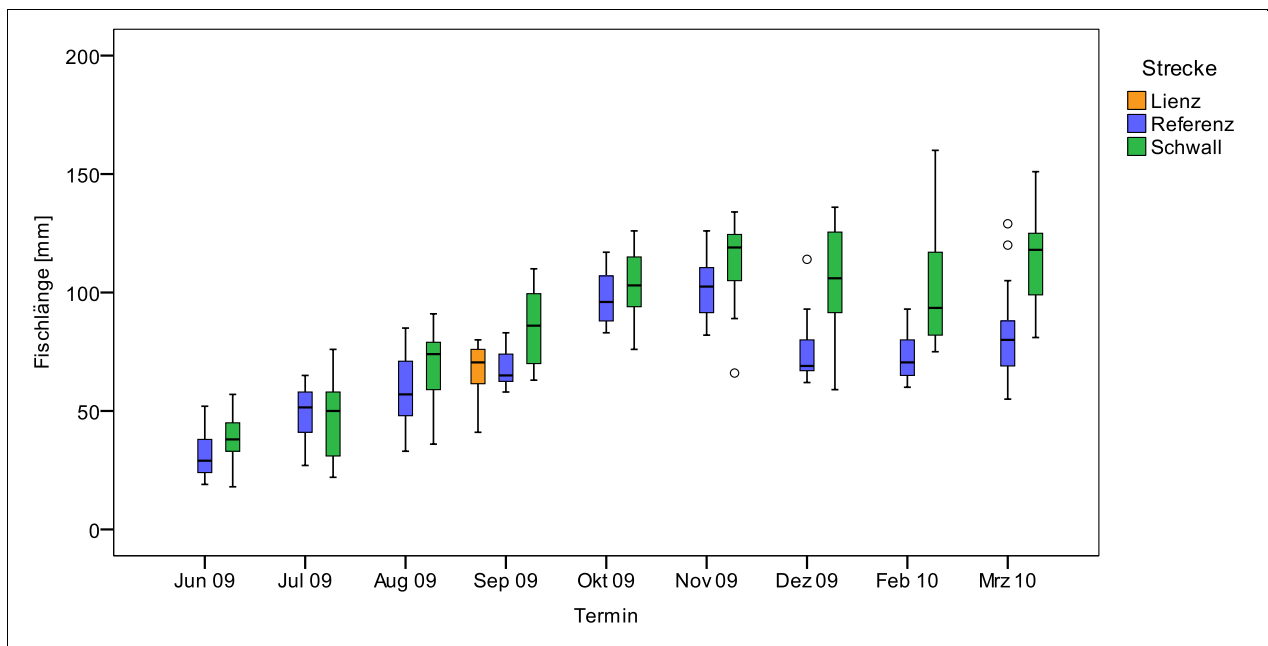


Abb. 4.72: Fischlängen [mm] der untersuchten Äschen für die Magenanalysen nach Beprobungsterminen und Gewässerabschnitt

Die untersuchten Äschen zeigen zwischen Juni und November ein stetes Wachstum. In den Wintermonaten kommt es temperaturbedingt zu keinen nennenswerten Zunahmen der Fischlängen.

(Der Grund für den Einbruch der Fischlängen in den Wintermonaten im nicht schwallbeeinflussten Streckenabschnitt, also in der Referenzstrecke ist unklar. Im Gegensatz zu den Probennahmen im Sommer und im Herbst wurden die Fische im Winter weiter flussauf der üblichen Beprobungsstellen in Dellach gefangen (siehe Abb. 2.1).

Die Längen der untersuchten Fische unterscheiden sich im Sommer kaum zwischen den beiden Gewässerabschnitten. Ab Oktober zeigt sich jedoch ein Größenunterschied zwischen den Äschen im schwallbeeinflussten und im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt. Die Fische im schwallbee-

einflusssten Abschnitt sind durchwegs größer. Dieses Phänomen wurde auch im Zusammenhang mit der Forschungsfrage 2 festgestellt und dort umfassender behandelt (siehe Kapitel 4.2.4).

4.5.2.2 Magenfüllung

Ein erster Schritt der Magenanalysen besteht darin, das Volumen des Mageninhaltes am Volumen des gesamten Magens zu messen. Der daraus resultierende Prozentwert wird als Magenfüllung bezeichnet (siehe Abb. 4.73).

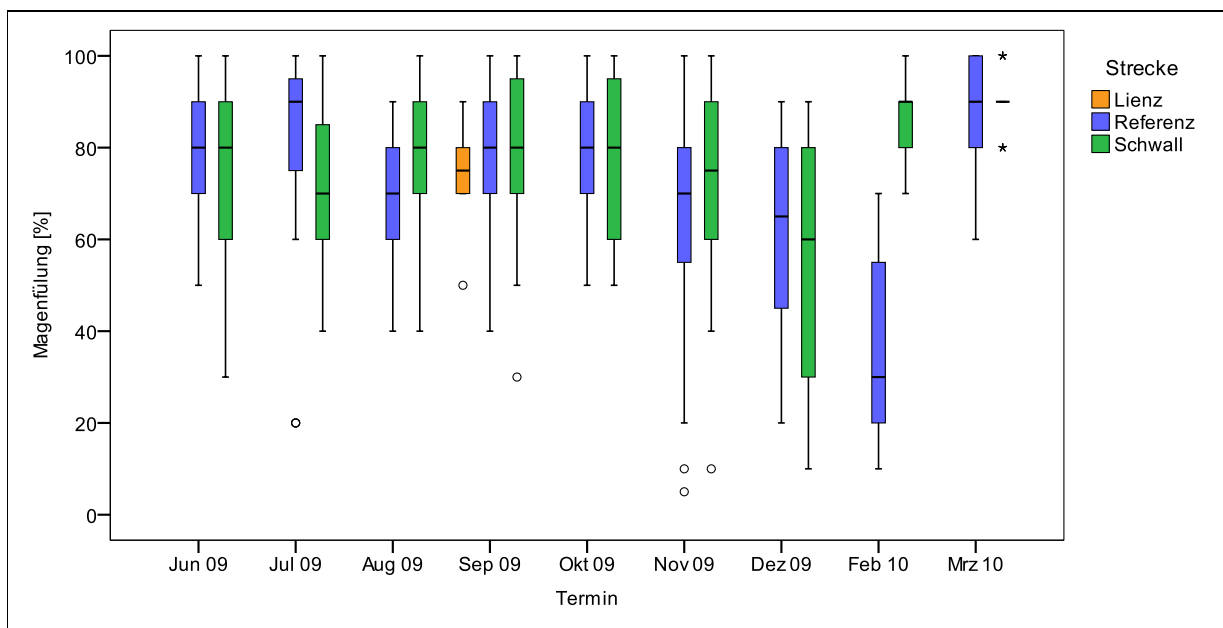


Abb. 4.73: Magenfüllung [%] der untersuchten Äschen nach Beprobungstermin und Gewässerabschnitt

Abb. 4.73 zeigt, dass die Mägen der untersuchten Äschen über den gesamten Untersuchungszeitraum gut gefüllt waren.

Die Magenfüllungen der juvenilen Äschen unterscheiden sich in den beiden Gewässerabschnitten kaum. Lediglich im Februar unterscheiden sich die Magenfüllungen der Fische in den beiden Gewässerabschnitten deutlich. Eine Erklärung dafür konnte aber nicht gefunden werden.

4.5.2.3 Menge und Zusammensetzung der Nahrung

In einem weiteren Schritt der Magenanalysen wurden einzelne Großgruppen der, von den juvenilen Äschen aufgenommenen, Tiere bestimmt und deren Masse ermittelt (siehe Abb. 4.74).

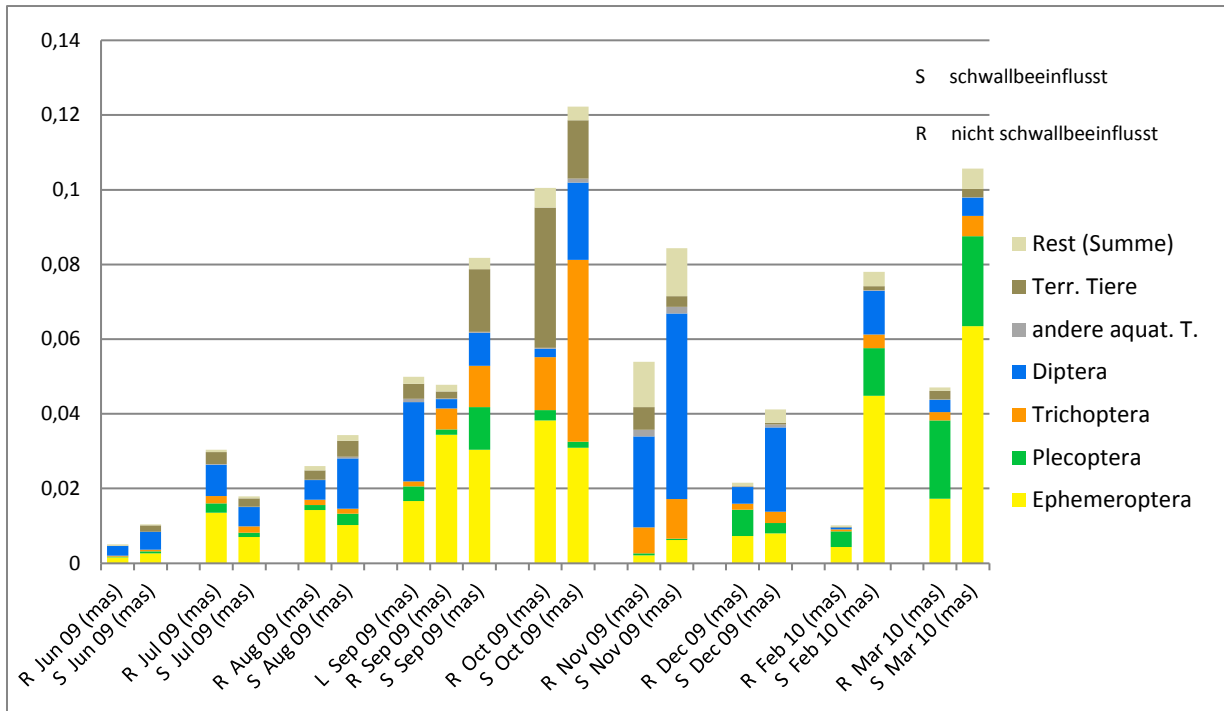


Abb. 4.74: Gravimetrische Nahrungsverteilung der aufgenommenen Tiere [g] nach Großgruppen, Termin und Gewässerabschnitt

Grundsätzlich steigt der Anstieg der aufgenommenen Nahrung (Masse) von Juni bis Oktober deutlich an. In den Wintermonaten kommt es zu einem Rückgang der aufgenommenen Nahrung. Im März ist wieder ein Anstieg der Nahrungsmenge feststellbar.

Die Schwankungen der Nahrungsverteilung im Untersuchungszeitraum decken sich mit den Untersuchungen zu den Fischlängen (siehe Abb. 4.72) und zu den Magenfüllungen (siehe Abb. 4.73) bzw. sind auf diese zurückzuführen.

Bei der Untersuchung der Nahrungszusammensetzung ist erkennbar, dass über den gesamten Untersuchungszeitraum und in beiden Gewässerabschnitten Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Zweiflügler (Diptera) dominieren.

Im Oktober machen Köcherfliegen (Trichoptera) einen großen Anteil der aufgenommenen Nahrung aus (vor allem im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt). Außerdem fallen im März hohe Anteile der Steinfliegen (Plecoptera) auf. Die Anflugs-Nahrung (terrestrische Tiere) spielt, abgesehen vom Frühherbst, eine untergeordnete Rolle in der Nahrungszusammensetzung.

Große Unterschiede in der gravimetrischen Nahrungszusammensetzung der juvenilen Äschen in den beiden Gewässerabschnitten konnten jedoch nicht festgestellt werden.

Neben der gravimetrischen Nahrungsverteilung wurde auch die numerische Nahrungsverteilung untersucht (siehe Abb. 4.75). Dabei wurde die Anzahl der von den Äschen aufgenommenen Tiere analysiert.

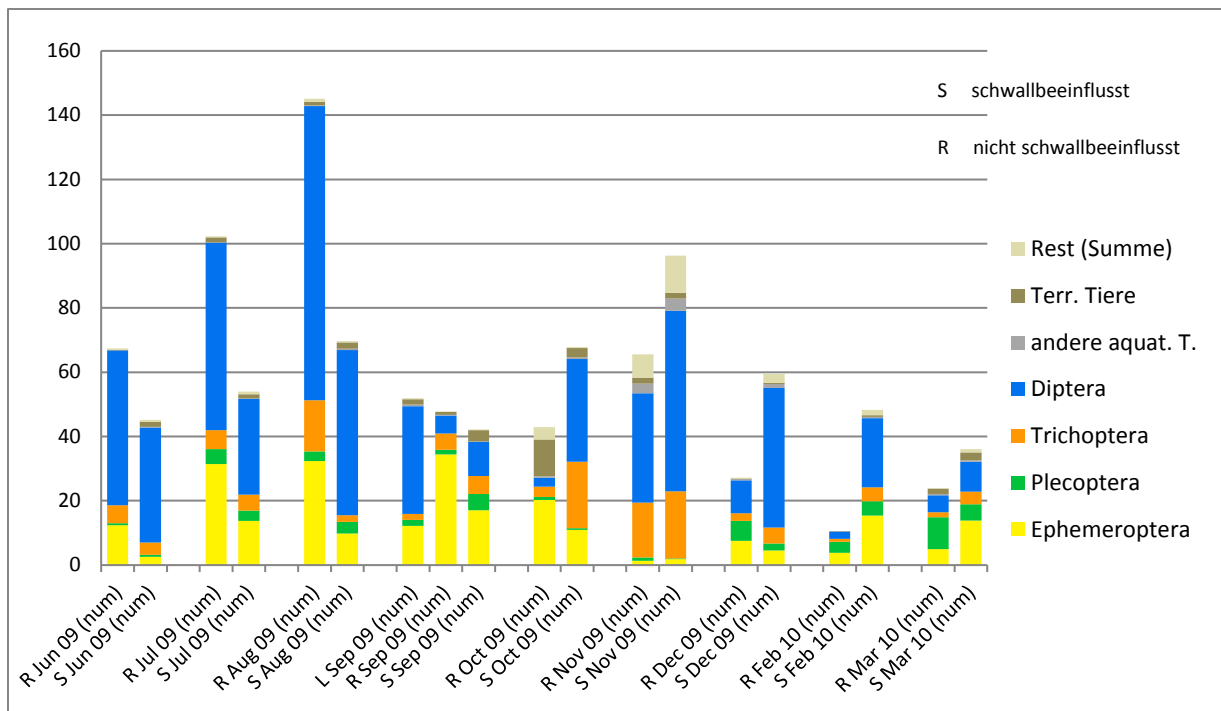


Abb. 4.75: Numerische Nahrungsverteilung der aufgenommenen Tiere [n] nach Großgruppen, Termin und Gewässerabschnitt

Ein Vergleich der numerischen (Abb. 4.75) mit der gravimetrischen Verteilung (Abb. 4.74) zeigt, dass die 0+ Äschen im Juni und im August im nicht schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt (R) zwar deutlich mehr, aber kleinere Organismen gefressen haben.

Auch im September wurden im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt (S) offenbar deutlich größere Tiere gefressen. Weiters deutet die Verteilung im Verlauf des Untersuchungszeitraumes darauf hin, dass die Fische mit zunehmender Größe nicht mehr, sondern größere Beuteorganismen fressen.

4.5.2.4 Fressverhalten der 0+ Äschen und Bedeutung der Nahrungskomponenten

4.5.2.4.1 Graphische Analyse der Ernährungsstrategie nach Amundsen, Gabler und Staldvik (1996)
 Um Aussagen über das Fressverhalten bzw. die Bedeutung der einzelnen Nahrungskomponenten zu treffen, verwenden Amundsen, et al. (1996) die folgenden zwei Parameter:

Prey-specific abundance (P_i):

Der Parameter gibt die Häufigkeit einer spezifischen Beute (i) an. Ist der Anteil einer bestimmten Gruppe von Beuteorganismen (S_i) in jenen untersuchten Fischen, die diese Beutegruppe tatsächlich enthalten. Dieser Anteil wird mit der gesamt konsumierten Beute dieser Fische (S_t) in Beziehung gesetzt. Der P_i -Wert kann unterschiedlich berechnet bzw. dargestellt werden (numerisch, gravimetrisch, volumetrisch).

$$\%P_i = (\sum S_i / \sum S_t) \times 100$$

Frequency of occurrence (F_i):

Dieser Parameter gibt die relative Anzahl von Fischen an, in denen Beuteorganismen der Gruppe i gefunden wurden (N_i), verglichen mit der Anzahl der untersuchten Fische mit vorhandenem Mageninhalt (N).

$$F_i = N_i / N$$

Das folgende Diagramm gibt Aufschluss über die Bedeutung von Nahrungskomponenten und in welchem Ausmaß (Menge, Anteil) diese von den Fischen konsumiert werden (Nahrungsselektion) (siehe Abb. 4.76).

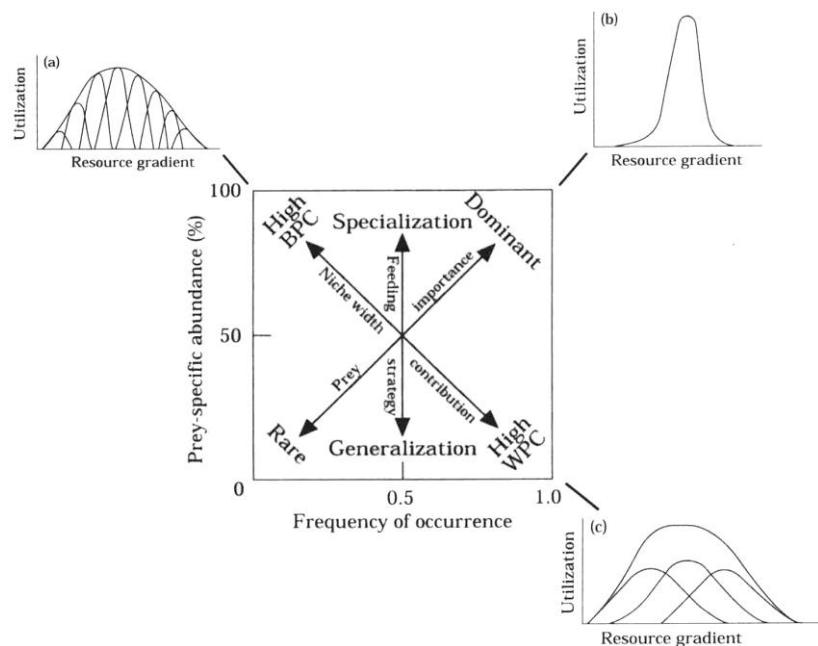


Abb. 4.76: Interpretationsdiagramm für die Methode von Amundsen, et al. (1996): (verändert aus Amundsen, et al. 1996)

(a) Die Gesamtbreite der Nische ergibt sich durch eine große Vielfalt individuell unterschiedlicher Nahrungsspezialisten

(b) Enge Nische, dadurch dass alle Individuen dieselben Nahrungskomponenten konsumieren

(c) die Gesamtbreite der Nische ergibt sich durch die relativ breite Nutzung verschiedener Nahrungskomponenten der Individuen.

Die Bedeutung der jeweiligen Komponente kann an der *Prey-importance-Achse* abgelesen werden, wobei zu beachten ist, dass es sich hierbei um eine Funktion aus den beiden Parametern (P_i und F_i) handelt und nicht um einen linearen Anstieg. Bedeutend ist eine Nahrungskomponente dann, wenn sie von vielen Fischen in großer Menge konsumiert wird (im Diagramm als „Dominant“ bezeichnet).

An der *Feeding-strategy-Achse* (senkrecht) kann die Tendenz zur Spezialisierung bzw. zum opportunistischen Fressverhalten abgelesen werden. Punkte in der linken oberen Ecke zeigen eine Spezialisierung der einzelnen Individuen, Punkte in der rechten oberen Ecke eine Spezialisierung der gesamten Population (aller Individuen). Datenpunkte entlang der x-Achse deuten auf Nahrungsgeneralisten hin.

Die Nischenbreite (*niche width*) ist ein Maß für die Heterogenität hinsichtlich der Nahrungswahl innerhalb der Gruppe analysierter Fische. Werte im rechten unteren Bereich (*high WPC*) bedeuten, dass die Breite der Nische durch Gruppen von Nahrungsgeneralisten geformt wird; Werte in der linken oberen Ecke (*high BPC*), dass die Breite der Nische durch unterschiedliche Nahrungsspezialisten zustande kommt.

4.5.2.4.2 Fressverhalten der untersuchten Fische der Oberen Drau und Bedeutung einzelner genereller Nahrungskomponenten

Die folgende Auswertung gibt Aufschlüsse über die Herkunft der Nahrung im Jahresverlauf. Daher interessiert vor allem der Vergleich von aquatischen Tieren (autochthone Nahrung) mit terrestrischen Tieren, die ins Wasser fallen (allochthone Nahrung). Die Auswertung erfolgt über die errechnete Masse der Nahrung (gravimetrisch), weil auch numerisch nicht fassbare Kategorien wie Algen dargestellt werden können. Außerdem hängt die Bedeutung der Nahrung stärker von ihrer Masse ab, als von der Anzahl der gefressenen Partikel. Es werden jeweils beide Gewässerabschnitte an den neun Beprobungsterminen miteinander verglichen (siehe Abb. 4.77 bis Abb. 4.79).

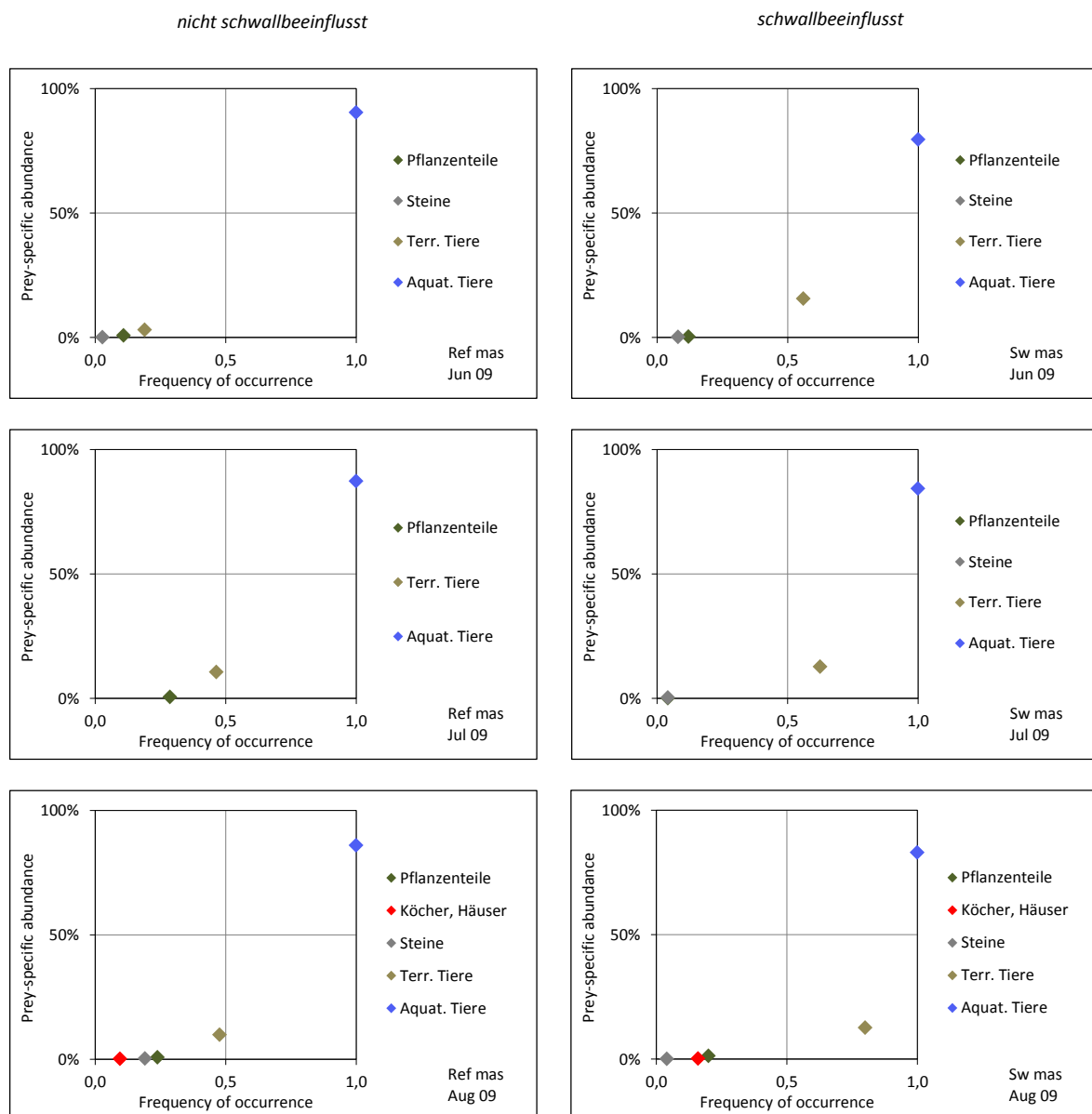


Abb. 4.77: Gravimetrische Auswertung nach Nahrungskategorien, für die Monate Juni bis August im Jahr 2009
links: nicht schwallbeeinflusst rechts: schwallbeeinflusst

nicht schwallbeeinflusst

schwallbeeinflusst

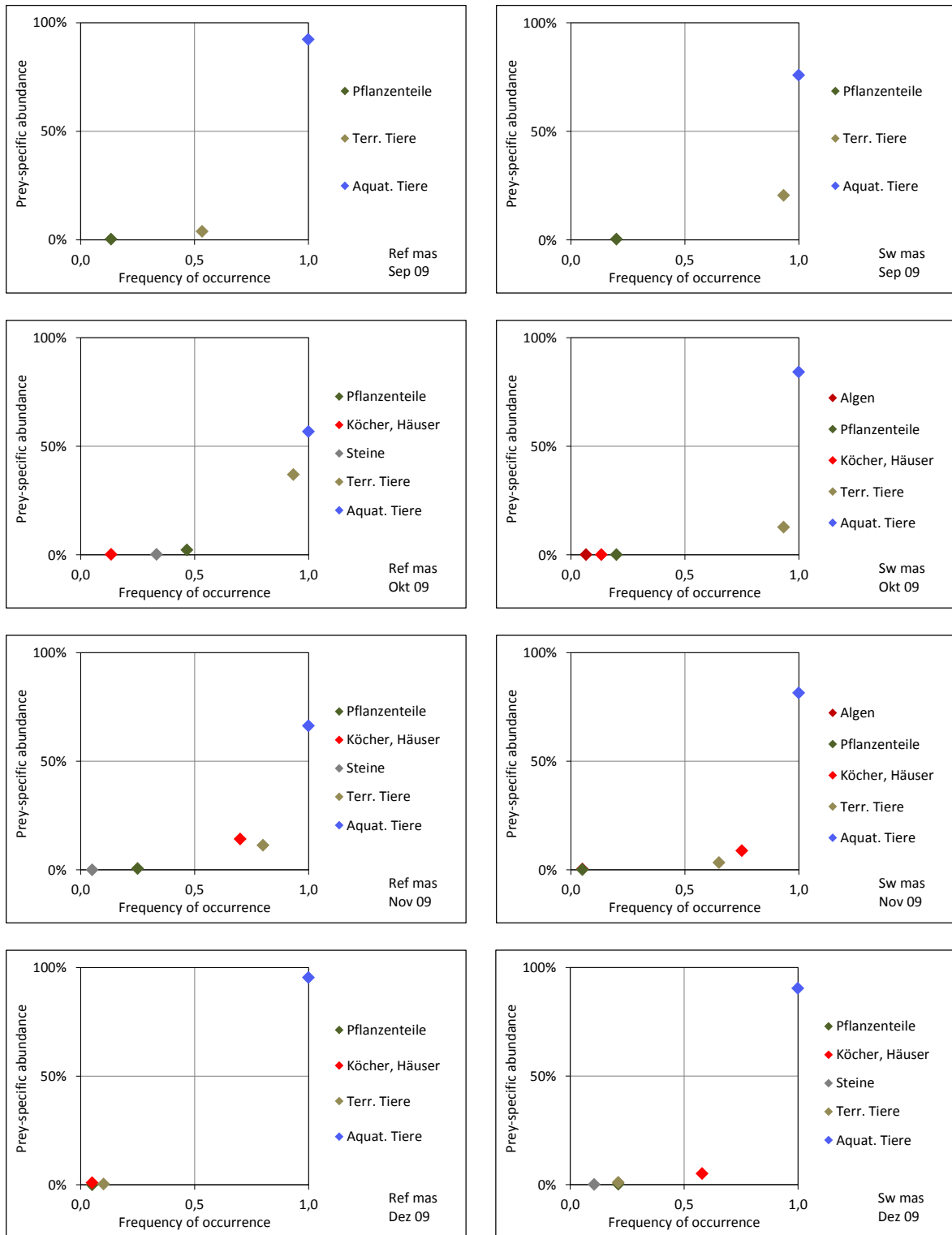


Abb. 4.78: Gravimetrische Auswertung nach Nahrungskategorien, für die Monate September bis Dezember im Jahr 2009
links: nicht schwallbeeinflusst rechts: schwallbeeinflusst

nicht schwallbeeinflusst

schwallbeeinflusst

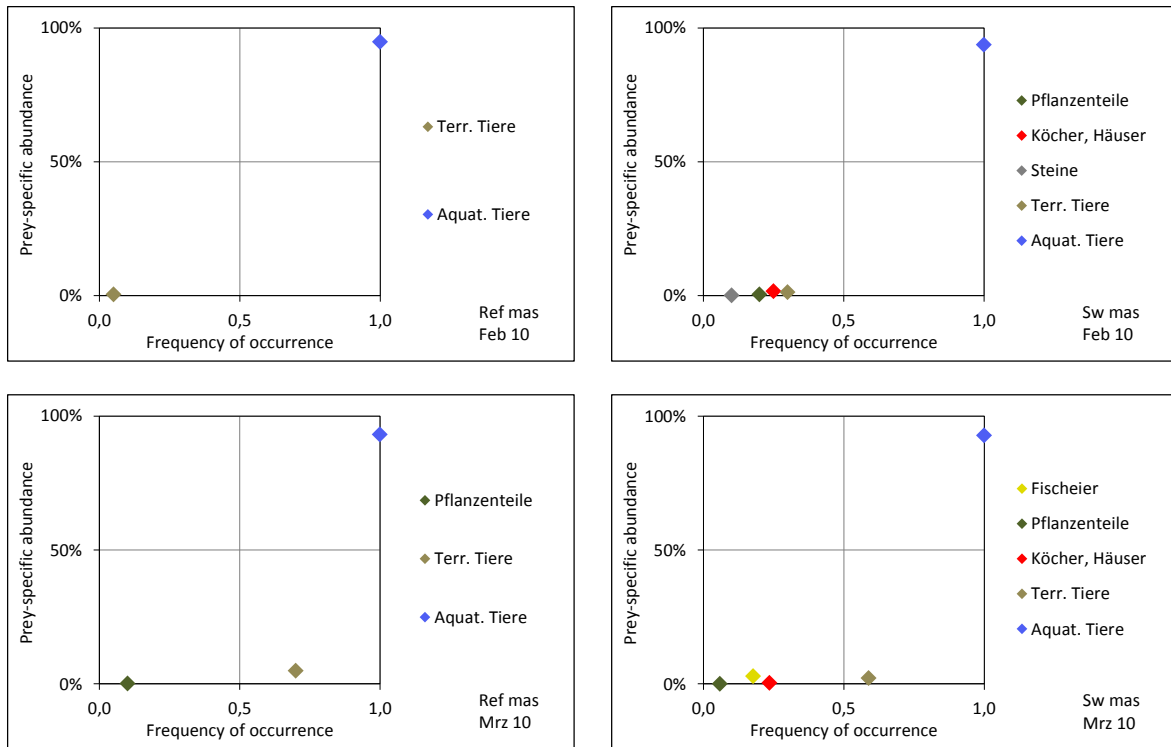


Abb. 4.79: Gravimetrische Auswertung nach Nahrungskategorien, für die Monate Februar und März im Jahr 2010
links: nicht schwallbeeinflusst rechts: schwallbeeinflusst

Ein Vergleich der Diagramme in den Abb. 4.77 bis Abb. 4.79 zeigt, dass das Makrozoobenthos (aquat. Tiere) in jedem Fall von größter Bedeutung ist und mit Ausnahme der Referenzstrecke im Oktober, auch die einzig wichtige Nahrungsquelle darstellt. Im Oktober konsumieren die analysierten Jungäschen der Referenzstrecke neben aquatischen Insekten auch einen größeren Anteil an terrestrischer Nahrung (Anflug).

Algen, Fischeier, Pflanzen und Steine wurden nur in geringen Mengen und von wenigen Individuen aufgenommen. Die Kategorie „Köcher, Häuser“ besteht fast zur Gänze aus Köchern von *Allogamus auricollis*, dessen Larven ab November gefressen wurden. Funde von Köchern vor Oktober sind lediglich vereinzelt feststellbar.

4.5.2.4.3 Fressverhalten der untersuchten Fische und Bedeutung aquatischer Großgruppen

Nachdem in den oben stehenden Analysen (siehe Kapitel 4.5.2.4) eindeutig gezeigt haben, dass aquatische Insekten die einzig nennenswerte Nahrungskomponente darstellen, wird deren Zusammensetzung nun detaillierter betrachtet. Die folgende Auswertung zeigt die Bedeutung der vier Insektenordnungen Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen), Trichoptera (Köcherfliegen) und Diptera (Zweiflügler) im Jahresverlauf (siehe Abb. 4.80 bis Abb. 4.82).

Würmer, Wassermilben, Krebse sowie Insekten aus anderen Ordnungen wurden nur vereinzelt gefunden und daher unter „andere aquat. Tiere“ zusammengefasst. Die Auswertung erfolgt wiederum gravimetrisch über die errechnete Masse der Nahrung (siehe Kapitel 4.5.2.3).

nicht schwallbeeinflusst

schwallbeeinflusst

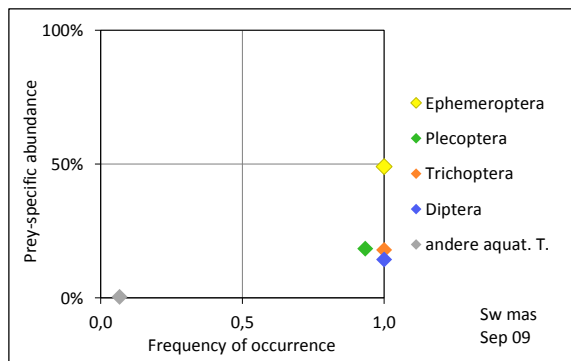
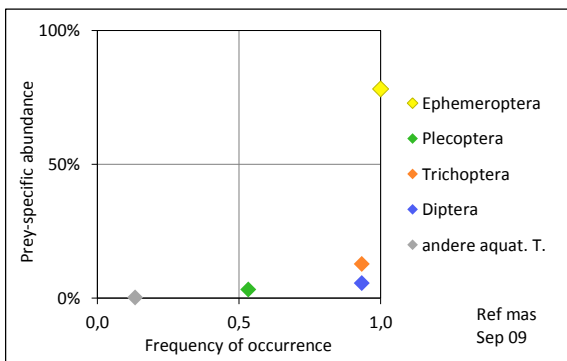
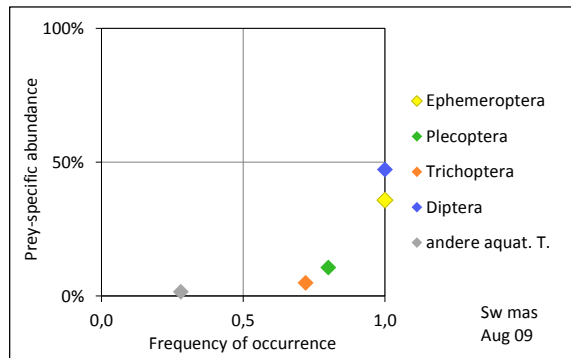
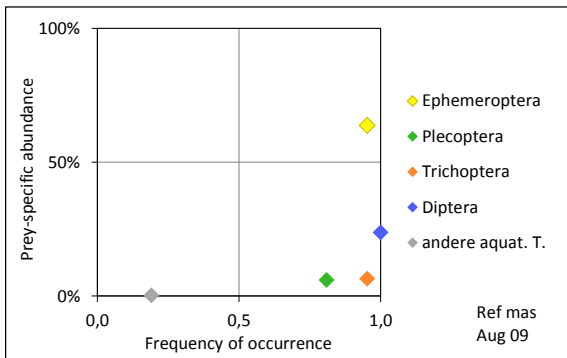
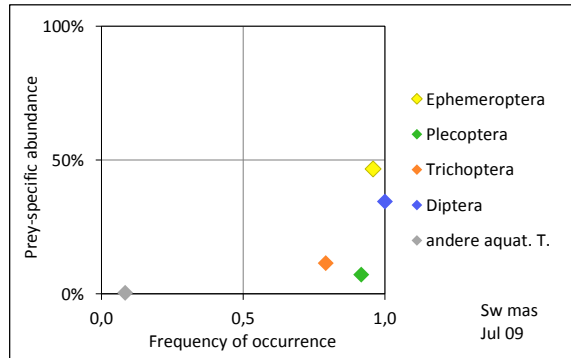
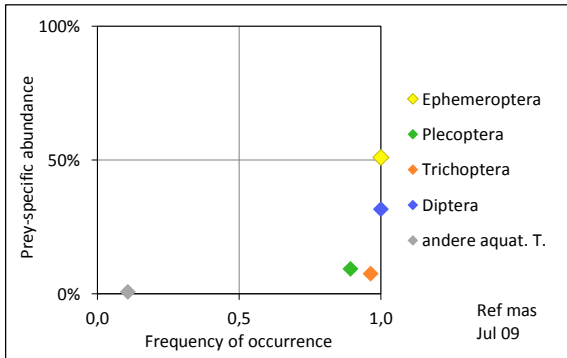
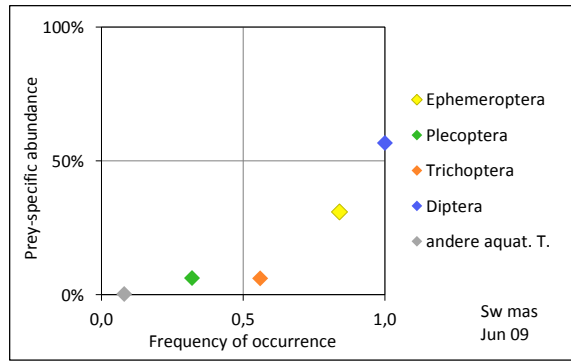
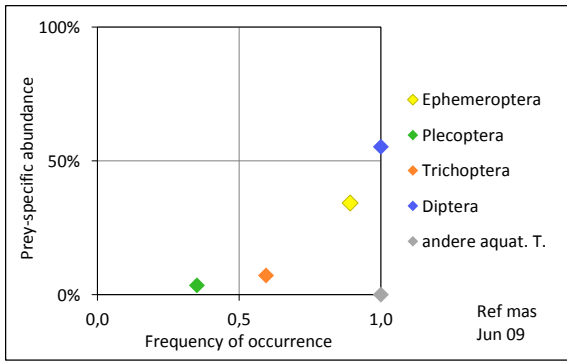


Abb. 4.80: Gravimetrische Auswertung nach Großgruppen, für die Monate Juni bis September im Jahr 2009
links: nicht schwallbeeinflusst rechts: schwallbeeinflusst

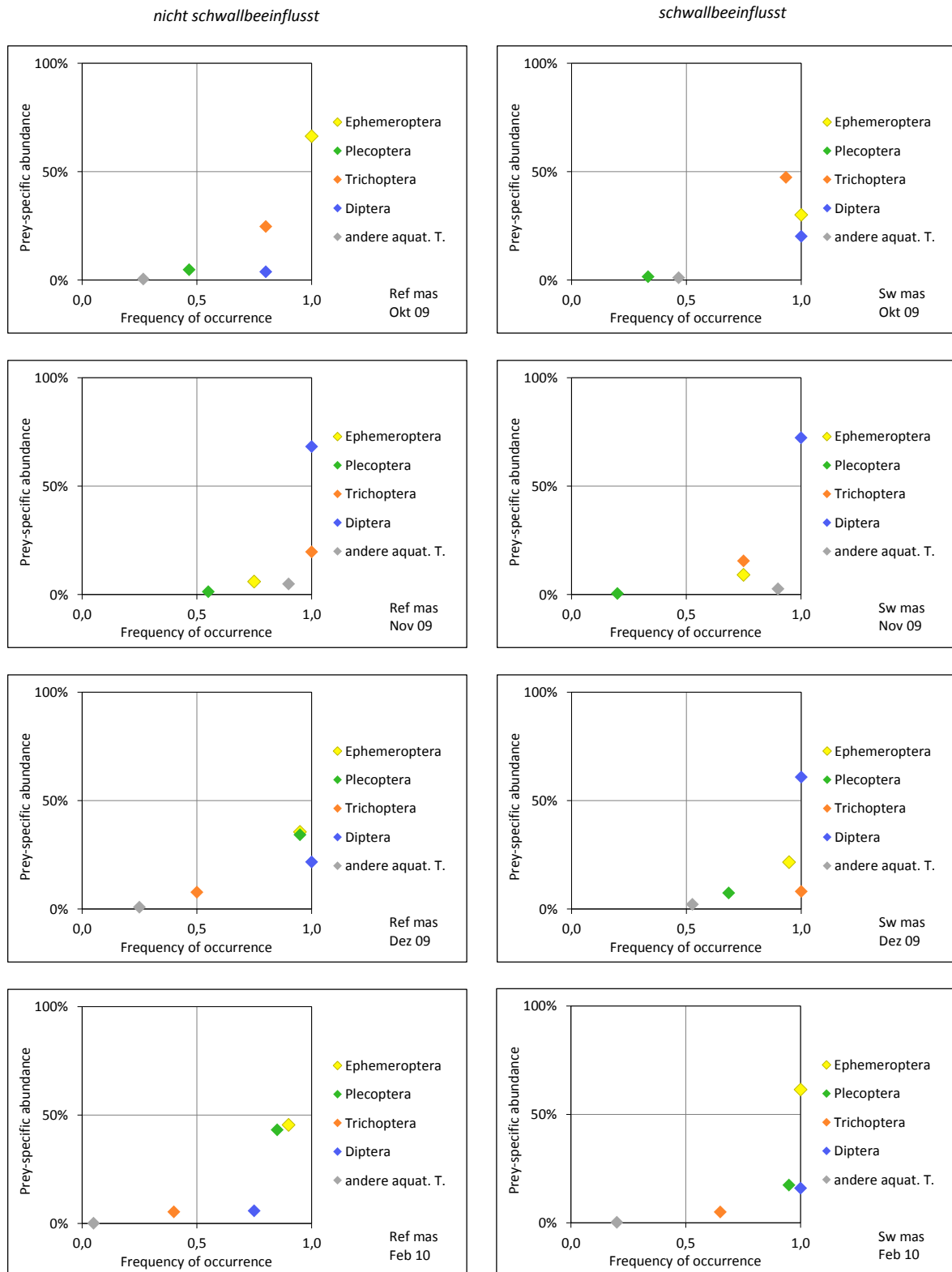


Abb. 4.81: Gravimetrische Auswertung nach Großgruppen, für die Monate Oktober bis Februar im Jahr 2009 bzw. 2010
links: nicht schwallbeeinflusst rechts: schwallbeeinflusst

nicht schwallbeeinflusst

schwallbeeinflusst

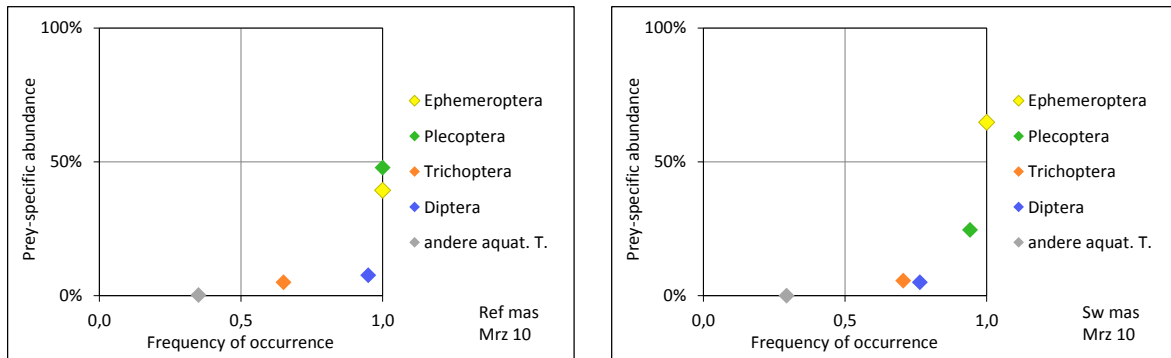


Abb. 4.82: Gravimetrische Auswertung nach Großgruppen, für den Monat März im Jahr 2010
links: nicht schwallbeeinflusst
rechts: schwallbeeinflusst

Die Diagramme in den Abb. 4.80 bis Abb. 4.82 zeigen, dass im Juni die Zweiflügler (Diptera, hauptsächlich Chironomidae-Larven und Puppen) die wichtigste Nahrung für die Äschenlarven darstellen. Diese Beobachtung wurde u.a. auch von Sempeski, et al. (1995) und Scott (1985) gemacht.

Von Juli bis Oktober sind in der Referenzstrecke die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) durchgehend von größter Bedeutung. In der Schwallstrecke sind hingegen im August die Zweiflügler (Diptera) und im Oktober die Köcherfliegen knapp vor den Eintagsfliegen. Im November verlieren die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) ihre Bedeutung fast völlig und die Zweiflügler (Diptera) sind Hauptnahrungsquelle.

Von Dezember bis März gibt es deutliche Unterschiede zwischen den beiden Gewässerabschnitten. Im nicht schwall beeinflussten Abschnitt dominieren Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Steinfliegen (Plecoptera) annähernd gleichwertig. Im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt dominieren die Zweiflügler (Diptera) im Dezember und die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) im Februar und März deutlich. Auffällig ist allerdings, dass Steinfliegen (Plecoptera) in der Referenz stärker in der Nahrung vertreten sind.

Betrachtet man die jeweils wichtigste Nahrung in den 18 Diagrammen, ergibt sich folgendes Bild: Die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) sind in 10 von 18 Fällen von größter Bedeutung, die Zweiflügler (Diptera) in 6, die Köcherfliegen (Trichoptera) und Steinfliegen (Plecoptera) in je einem Fall.

Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass die Jungäschen in der Drau im Laufe ihrer Entwicklung ihre Hauptnahrungskomponenten mehrfach von Diptera zu Ephemeroptera und vice versa wechseln, und dass diese Wechsel von annähernd allen Individuen gleichermaßen vollzogen werden. Somit lässt sich weiters folgern, dass die Äschen hinsichtlich der Nahrung als Generalisten zu bezeichnen sind und sich die Nischenbreite nicht aus einem Set an Individualisten zusammensetzt, sondern sich die Äschen mehr oder weniger gleich verhalten.

4.5.2.5 Nahrungsverteilung auf Familienniveau

Die folgenden Diagramme zeigen die Nahrungsverteilung bezüglich der relevanten Insektenfamilien, das heißt es werden die Familien, von denen eine größere Menge an Individuen gefunden wurden, separat dargestellt, die anderen werden unter T-Rest (Trichoptera), bzw. D-Rest (Diptera) zusammengefasst, Steinfliegen (Plecoptera) werden in räuberische und nicht-räuberische unterteilt (siehe Abb. 4.83 und Abb. 4.84).

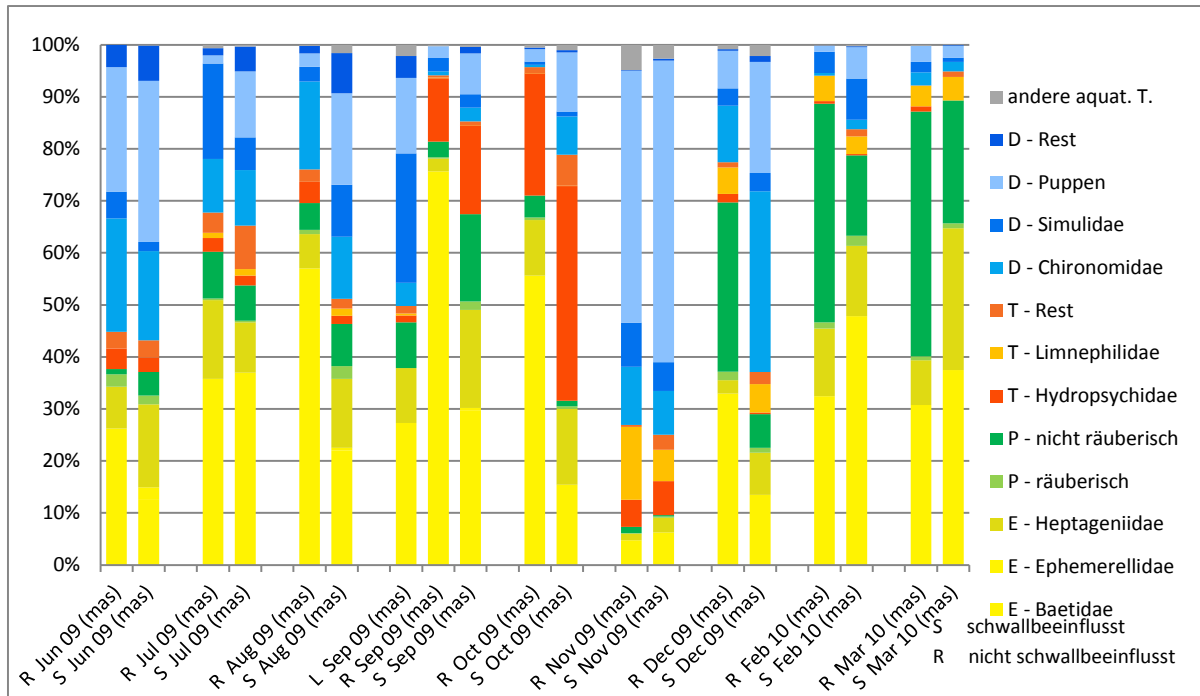


Abb. 4.83: Gravimetrische Nahrungsverteilung der relevanten Familien nach Beprobungstermin und Gewässerabschnitt

Eintagsfliegen (Ephemeroptera): Bei den Eintagsfliegen finden sich nur zwei relevante Familien. Dabei überwiegen *Baetidae* (beinahe 100 % *Baetis*) und *Heptageniidae* (hauptsächlich *Rhithrogena*, wenige *Ecdyonurus* und *Epeorus*).

EphemereIIDae waren lediglich Einzelfunde.

Steinfliegen (Plecoptera): Hier erfolgt eine Zusammenfassung in räuberische und nicht räuberische Steinfliegen. Bei den Räuberischen finden sich hauptsächlich Tiere der Gattung *Isoperla*.

Bei den nicht Räuberischen überwiegt die Gattung *Leuctra*, im Herbst kommen *Nemouridae*, im Februar und März *Taeniopterygidae* dazu.

Köcherfliegen (Trichoptera): Auffallend ist das große Vorkommen der *Hydropsychidae* im Oktober (und September). Die Kategorie T-Rest besteht in erster Linie aus der Gattung *Rhyacophila*. *Psychomyidae* sind zwar zahlenmäßig häufiger, es handelt sich dabei aber um sehr kleine Individuen.

Die Familie *Limnephilidae* besteht fast zur Gänze aus *Allogamus auricollis*, eine in der Drau sehr häufige Art, die für größere Fische vermutlich von größter Bedeutung ist. Für die 0+ Äschen ist diese köchertragende Art aber erst ab November als Nahrung geeignet, wenn die *Allogamus* Larven geschlüpft sind und Individuen mit geeigneter Größe vorhanden sind.

Zweiflügler (Diptera): Innerhalb dieser Ordnung sieht man große Veränderungen über das Jahr. Für die Äschenlarven sind vor allem kleine *Chironomidae* als Erstnahrung wichtig. Im November stellen Puppen (größtes Stadium ihrer Entwicklung) die bedeutendste Nahrungsquelle dar.

Die Kategorie D-Rest besteht zum überwiegenden Teil aus *Limonidae* und *Empididae*.

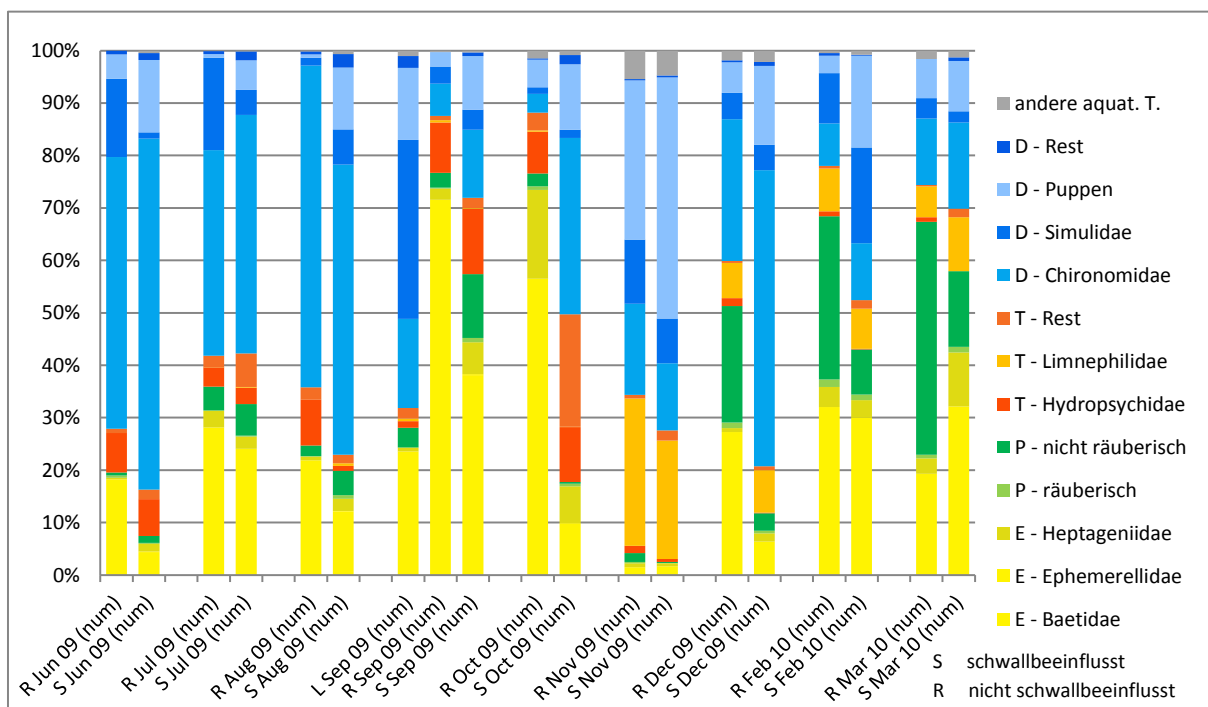


Abb. 4.84: Numerische Nahrungsverteilung der relevanten Familien nach Beprobungstermin und Gewässerabschnitt

Ein Vergleich der Abb. 4.84 mit Abb. 4.83 gibt Hinweise auf die mittlere Individuengrößen. Hier stehen vor allem die kleinen *Chironomidae* in den ersten 3 Monaten sowie die großen *Hydropsychidae* im Oktober hervor.

4.5.3 Wassertemperatur

Zu einer einfacheren Erfassung der Datenmenge wurden aus den Temperaturdaten im 30-Minuten-Takt Tages- bzw. Monatsmittelwerte berechnet (siehe Tab. 4.38).

Tab. 4.38: Monatsmittelwerte der Wassertemperatur [°C] an den einzelnen Messstandorten im Jahr 2009

Monat	Kleblach	Sachsenburg	Triebwasser	Rosenheim	Spittal 1	Spittal 2	Möll
4	-	8,89	7,84	-	-	-	8,62
5	-	9,29	8,08	-	-	-	9,20
6	-	10,32	9,40	-	-	-	10,58
7	16,69	12,41	11,39	12,92	13,21	13,22	12,49
8	17,60	13,56	12,17	13,20	13,37	13,40	13,08
9	14,09	11,35	10,29	11,09	11,18	11,21	11,01
10	13,86	10,38	9,40	10,71	10,94	10,97	10,00
Mittel	15,57	11,20	10,09	12,04	12,08	12,10	11,07

Die Tages- und Monatsmittelwerte zeigen neben einer einheitlichen Wassererwärmung in den Sommermonaten, dass sich die Temperaturen an den einzelnen Messstellen durchwegs unterscheiden. So beträgt die Wassertemperatur aus dem Triebwasserkanal des Kraftwerks Malta Unterstufe zwischen April und Oktober im Mittel ca. 10 °C. Das Wasser an der nicht schwallbeeinflussten Referenzstelle in Sachsenburg hat im gleichen Zeitraum ca. 11 °C.

Die Temperaturmessungen in der Möll - knapp oberhalb der Mündung in die Drau - zeigen, dass die Möll mit ungefähr 11 °C in diesem Bereich etwa gleich warm ist, wie die Drau in Sachsenburg.

Flussab der Einleitung des Kraftwerks Malta Unterstufe zeigen die Messstellen Rosenheim und Spittal 1 sowie Spittal 2, dass sich die Drau weiter flussab der Einleitung wieder erwärmt hat.

Die vergleichsweise hohen Wassertemperaturen in Kleblach lassen sich durch die Lage der Temperatursonde in einem strömungsberuhigten, flachen Seitenarm erklären. Der kleine, abgeschottete Wasserkörper im Seitenarm erwärmt sich durch die Sonneneinstrahlung relativ schnell. Außerdem weist die Wassertemperatur einen sehr ausgeprägten Tagesgang auf.

Die Temperaturmittelwerte über mehrere Monate (siehe Tab. 4.38, letzte Zeile) lassen sich nur bedingt direkt miteinander vergleichen. Die Mittelwerte an den Messstellen Triebwasser, Sachsenburg und Möll überspannen einen Zeitraum von April bis Oktober, während die Temperatursonden an den restlichen Messstellen nur einen Zeitraum von Juli bis Oktober abdecken.

4.5.3.1 Temperaturunterschiede

Um die festgestellten Temperaturunterschiede zwischen der nicht schwallbeeinflussten Messstelle Sachsenburg und den flussab gelegenen, schwallbeeinflussten Messstellen Triebwasser, Rosenheim, Spittal 1 und Spittal 2 zu verdeutlichen, wurden die Temperaturdifferenzen auf Basis der 30-Minuten-Werte ermittelt (siehe Tab. 4.39).

Tab. 4.39: Monats- bzw. Tagesmittelwerte der Temperaturdifferenzen [°C] zwischen der nicht schwallbeeinflussten Messstelle Sachsenburg und den flussab gelegenen, schwallbeeinflussten Messstellen im Jahr 2009

Monat	Triebwasser	Rosenheim	Spittal 1	Spittal 2
April	-1,05	-	-	-
Mai	-1,21	-	-	-
Juni	-0,92	-	-	-
Juli	-0,99	-0,25	-0,06	-0,05
August	-1,39	-0,48	-0,27	-0,24
1	-0,71	0,11	0,04	0,07
2	-0,28	0,27	0,24	0,27
3	0,34	0,50	0,19	0,21
4	-0,21	0,16	0,20	0,24
5	-0,03	0,21	0,28	0,32
6	-1,32	-0,38	-0,24	-0,22
7	-1,99	-0,83	-0,48	-0,45
8	-1,92	-0,64	-0,31	-0,29
9	-0,96	-0,17	0,03	0,06
10	-1,35	-0,38	-0,28	-0,24
11	-1,02	-0,05	0,02	0,05
12	-1,05	-0,13	-0,07	-0,03
13	-1,95	-0,65	-0,41	-0,40
14	-2,55	-1,12	-0,68	-0,66
15	-1,61	-0,22	-0,06	-0,04
16	-0,31	0,56	0,15	0,18
17	-1,59	-0,94	-0,53	-0,50
18	-2,26	-1,00	-0,68	-0,65
19	-2,81	-1,32	-0,90	-0,88
20	-2,50	-1,04	-0,67	-0,65
21	-3,17	-1,63	-1,08	-1,04
22	-2,61	-1,29	-0,66	-0,65
23	-1,21	-0,29	-0,03	0,00
24	-1,16	-0,37	-0,20	-0,17
25	-2,45	-1,28	-0,80	-0,78
26	-2,28	-1,15	-0,58	-0,56
27	-1,90	-0,94	-0,47	-0,46
28	-1,79	-0,62	-0,29	-0,26
29	-0,20	-0,06	0,32	0,34
30	0,10	0,35	0,35	0,37
31	-0,22	0,14	-0,27	-0,25
September	-1,07	-0,33	-0,25	-0,22
Oktober	-0,98	-0,32	-0,21	-0,18
Mittel	-1,11	-0,40	-0,25	-0,22

Die Monatsmittelwerte der Temperaturdifferenzen zeigen deutlich, dass das Wasser im Triebwasserkanal im Mittel um ca. 1 °C kälter ist, als das Wasser der Drau an der unmittelbar flussauf des Kraftwerks Malta Unterstufe gelegenen Messstelle Sachsenburg.

Die Auswertung der weiteren, flussab des Kraftwerks Malta Unterstufe gelegenen Messstellen, veranschaulicht die sukzessive Erwärmung der Drau unterhalb des Triebwasserkanals.

Die Temperaturdifferenz an der Messstelle Rosenheim, die zwischen den Messstellen Spittal und dem Kraftwerk Malta Unterstufe liegt, beträgt im Mittel vier Zehntel Grad Celsius.

Die Gewässertemperatur ist an den beiden ca. 15 km flussab des Kraftwerks Malta Unterstufe gelegenen Messstelle in Spittal bereits annähernd so warm wie im nicht schwallbeeinflussten Sachsenburg. Die Abweichung beträgt ca. zwei Zehntel Grad Celsius.

Neben den Monatsmittelwerten der Temperaturdifferenzen wurden in Tab. 4.39 für den Monat August exemplarisch auch die Tagesmittel angegeben. Die Tagesmittelwerte zeigen, dass es kaum Schwankungen der Temperaturdifferenzen zwischen einzelnen Tagen gibt.

Die festgestellten Temperaturunterschiede zwischen dem Wasser im Triebwasserkanal und dem Wasser bei der flussauf gelegenen Messstelle in Sachsenburg werden anhand von Ganglinien der Wassertemperatur aus Tagesmittelwerten deutlich (siehe Abb. 4.85).

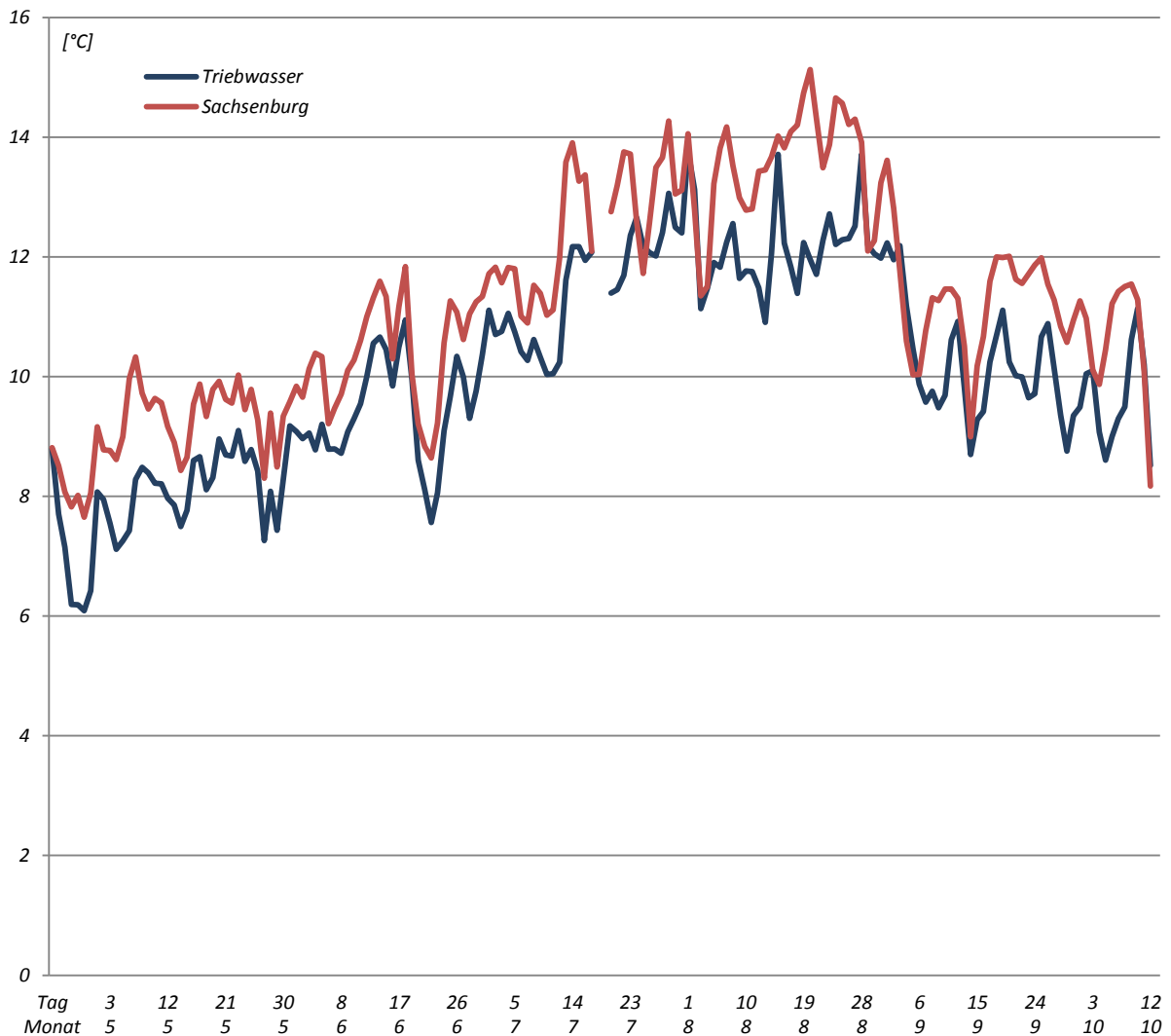


Abb. 4.85: Ganglinie der Wassertemperatur aus Tagesmittelwerten in °C im Triebwasserkanal und in Sachsenburg im Jahr 2009

Die Ganglinien zeigen, dass die Temperaturen an beiden Messstellen annähernd den gleichen Schwankungen unterliegen. Das Wasser im Triebwasserkanal ist dabei jedoch stets um ca. 1 °C kälter als das Wasser an der Messstelle in Sachsenburg (vgl. Tab. 4.38).

4.5.3.2 Gewässertemperatur und Abflussmenge

Da die Abflussmenge die Temperatur des Gewässers beeinflusst, wurde der Basisabfluss am Pegel Sachsenburg den Gewässertemperaturen an der Messstelle Sachsenburg gegenübergestellt (siehe Abb. 4.86).

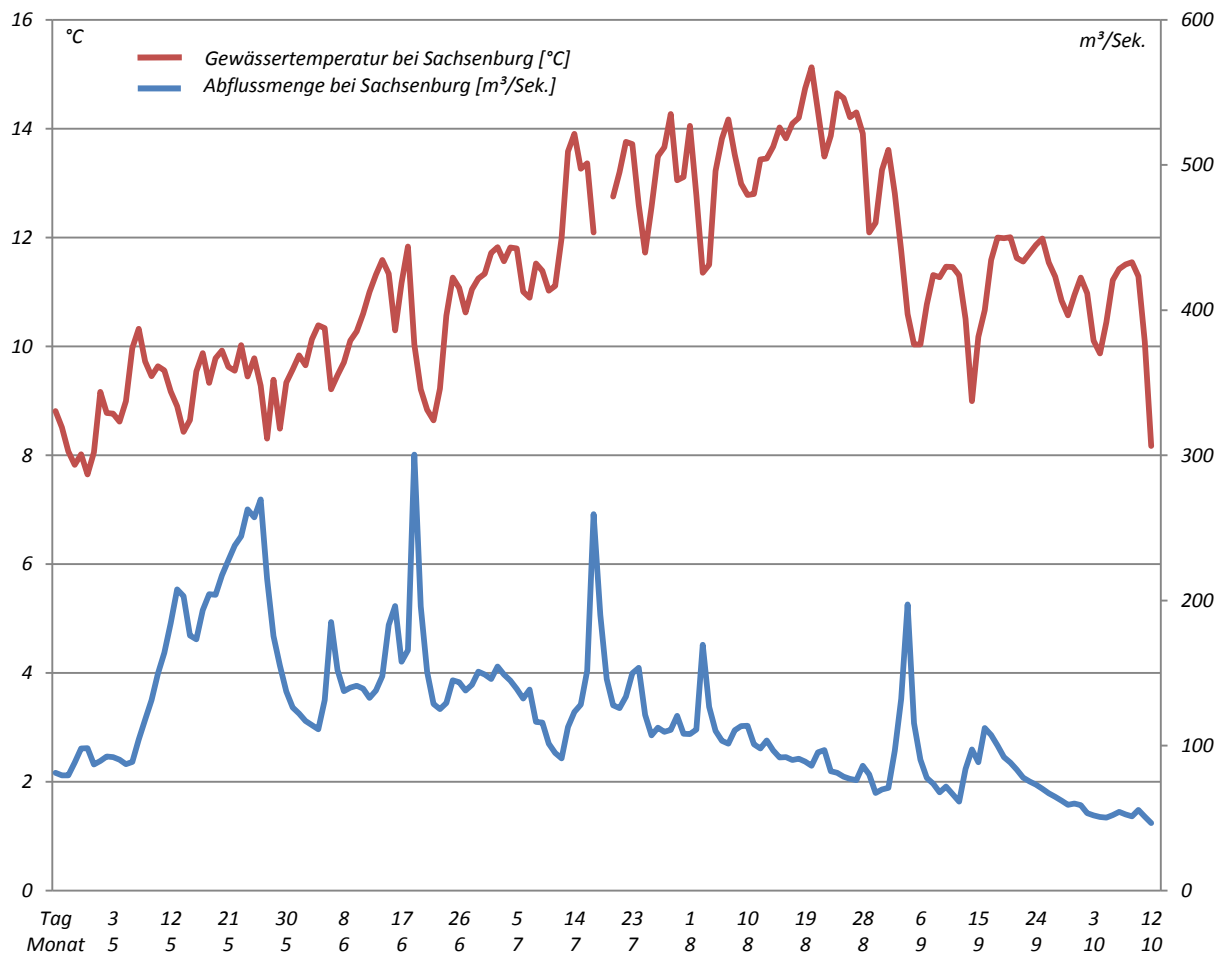


Abb. 4.86: Gegenüberstellung der Abflussmenge und der Gewässertemperatur an der Messstelle Sachsenburg im Jahr 2009

Die Gegenüberstellung der Abflussmenge und der Gewässertemperaturen zeigt, dass zwischen den beiden Parametern ein Zusammenhang gegeben ist. Bei hohen Abflussmengen herrschen tendenziell niedrigere Gewässertemperaturen vor. Der Zusammenhang ist vor allem Mitte Juni sowie Anfang September augenscheinlich (siehe Abb. 4.86).

4.5.3.3 Tagesgang der Gewässertemperatur

Um einen möglichen Einfluss des Schwallbetriebs auf den Tagesgang der Gewässertemperatur der Drau feststellen zu können, sind Tagesmittelwerte ungeeignet. Aus diesem Grund wurden Ganglinien erstellt, die auf den ursprünglichen Messdaten basieren (siehe Abb. 4.87, Abb. 4.88 und Abb. 4.89). Zur Reduktion der Datenmenge wurde eine zeitliche Auflösung von zwei Stunden gewählt.

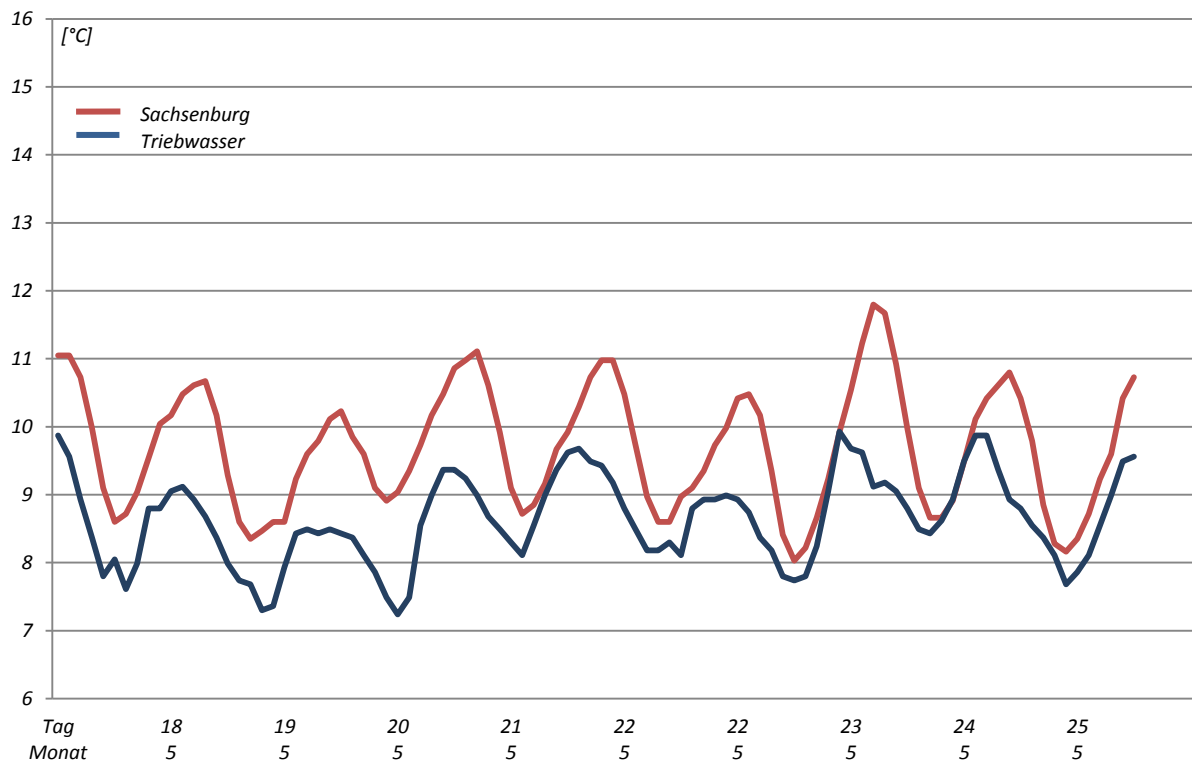


Abb. 4.87: Tagesgang der Wassertemperatur im Mai bei den Messstelle Sachsenburg und Triebwasser im Jahr 2009
Für die Messstellen Rosenheim und Spittal 1 liegen in diesem Monat keine Daten vor.

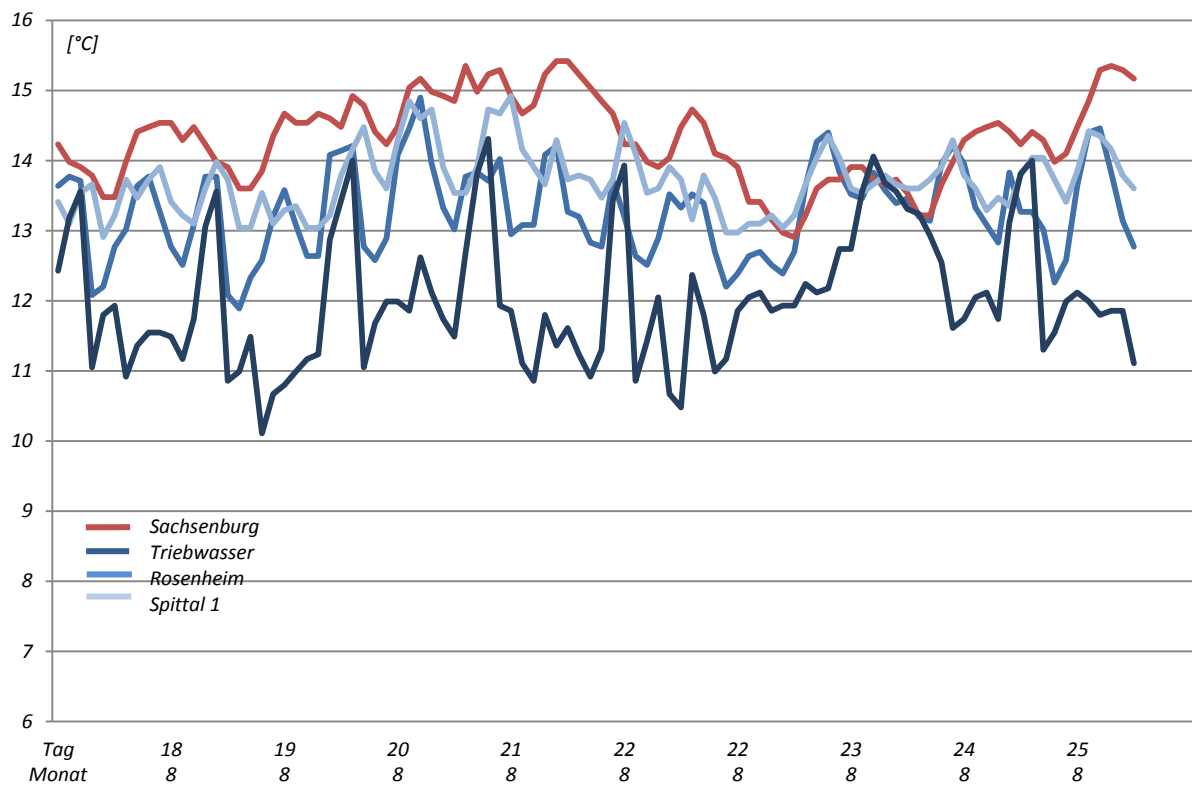


Abb. 4.88: Tagesgang der Wassertemperatur im August bei den Messstellen Sachsenburg, Triebw., Rosenheim und Spittal1 im Jahr 2009

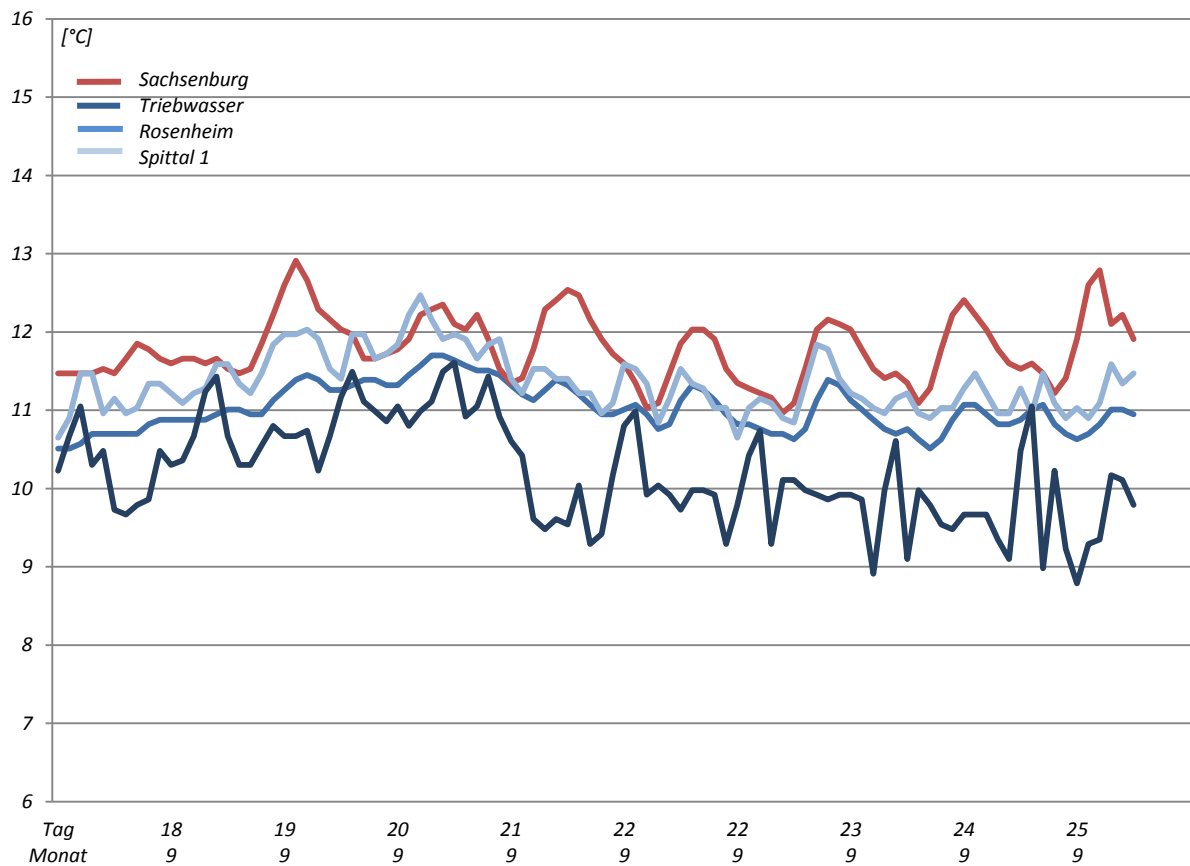


Abb. 4.89: Tagesgang der Wassertemperatur im September bei den Messstellen Sachsenb., Triebw., Rosenheim und Spittal1 im Jahr 2009

Die Ganglinien der Wassertemperatur an den unterschiedlichen Messstellen in Abb. 4.87, Abb. 4.88 und Abb. 4.89 zeigen, dass die Einleitung von kaltem Wasser über den Triebwasserkanal keinen erkennbaren Einfluss auf den Tagesgang der Gewässertemperatur bei den flussab gelegenen Messstellen hat.

Die oben beschriebenen Untersuchungen der Wassertemperatur haben gezeigt, dass der Schwallenstoß zwar deutliche Auswirkungen auf die Temperaturverhältnisse der Drau hat, dass aber die Temperaturen insgesamt im typischen Bereich für alle vorkommenden Arten liegen.

Es kann demnach davon ausgegangen werden, dass sich die schwallbedingten Änderungen der Wassertemperatur nicht wesentlich auf Jungfische und Makrozoobenthos auswirken, wenngleich die Drau erst bei Spittal das Temperaturniveau von Sachsenburg wieder erlangt.

5 Synthese

5.1 Einleitung

Die Ergebnisse vorliegender Studie zeigen zum einen klare, kausale Zusammenhänge zwischen Schwall und erhöhten Mortalitätsraten von Jungfischstadien der Äsche aber auch der Forellen auf, wobei vor allem das Stranden früher Äschenstadien bei Sunk einen gravierenden Einfluss für die Bestände hat. Andererseits werden auch neue Fragen aufgeworfen, die in den grundsätzlich sehr komplexen Wirkungszusammenhängen biotischer v. a. aber abiotischer Einflussgrößen auf das Ökosystem Drau begründet sind und beim derzeitigen Wissensstand nicht vollständig beantwortet werden können.

Der Einfluss von Schwallbetrieb ist keinesfalls singulär für den aktuell wenig erfreulichen Zustand der Fischfauna der Oberen Drau verantwortlich (Unfer et al. 2011), sondern belastet vielmehr als zusätzlicher Stressor das nach wie vor stark durch Gewässerregulierungen und massives Geschiebedefizit geprägte Ökosystem Obere Drau. Neben der Schwallwirkung und den oben genannten Einflussfaktoren ist der Abschnitt flussab der Möllmündung auch durch die Folgen der Stauraumentlandungen des Ausgleichsspeichers Rottau geschädigt. Auch der Einfluss fischfressender Vögel auf die Fischbestände stellt, in einem massiv anthropogen veränderten Gewässer wie der Oberen Drau, eine zusätzliche Belastung dar und verstärkt den „Belastungs-Kumulationseffekt“ und damit die missliche Situation der Fischzönose.

Zunächst werden die wesentlichsten Aspekte, die sich bei Bearbeitung der fünf in der Zielsetzung des Projektes formulierten Hypothesen herauskristallisiert haben diskutiert. Dann wird versucht, in einer Zusammenschau der einzelnen Arbeitspakete sowie unter Einbeziehung fischökologischer Daten aus anderen Studien an der Oberen Drau (Muhar et al. 2000, Unfer et al. 2004 und 2011) den Schwalleinfluss im breiten Kontext zu diskutieren. Schließlich sollen potentielle Maßnahmen zur Milderung der Schwall Schäden durch das KW Malta Unterstufe vorgeschlagen werden.

5.2 Stranden und Drift früher Jungfischstadien

Das Stranden von Fischlarven bzw. Jungfischstadien ist international in einigen Arbeiten vor allem für Lachse beschrieben, auch das Problem der Abdrift juveniler Salmoniden durch Schwallenfluss ist bekannt (Pflug et al. 1989, Helleraka et al. 2003, Connor et al. 2004, Paciencia et al. 2011).

Beide Phänomene wurden im Rahmen der vorliegenden Fallstudie bearbeitet, wobei die Erhebung von Daten hinsichtlich der Drift nach einigen Versuchen im Freiland eingestellt wurde. Es zeigte sich, dass aussagekräftige Daten im Laborversuch erhoben werden müssen, da das Driftphänomen im Freilandversuch kaum erfassbar ist. Als Ursache dafür ist in erster Linie der Umstand zu nennen, dass frisch geschlüpfte Larven in den ersten Lebenswochen, nicht gleichmäßig entlang der Uferlinie verteilt sind, sondern vielmehr in manchen Bereichen geklumpt auftreten, während längere Uferabschnitte kaum oder gar keine Äschenlarven beherbergen.

Die Dichte an frisch geschlüpfter Brut ist in erster Linie von der Nähe eines entsprechenden Laichplatzes abhängig. Dort verlassen die Jungfische nach der so genannten Emergenz aus dem Schotter das Nest und verteilen sich in Laichplatznähe entlang der Uferlinie. Teile der Brut werden während des Schwall, aber auch unabhängig davon, von der Abflusswelle erfasst und flussab verfrachtet.

Bei den durchgeführten Versuchen im Bereich der Maßnahme Rosenheim konnten auch tatsächlich abdriftende Fische gefangen werden, eine Quantifizierung (Individuen pro Wassermenge) bzw. Aussagen zu Driftdistanzen und lokaler Herkunft der abdriftenden Larven können aber nicht seriös abgeleitet werden. So wurden die Driftuntersuchungen eingestellt und die Untersuchungen zu Hypothese 1 auf den zweiten Teilaspekt, das Stranden, fokussiert. Diesbezügliche Freilanduntersuchungen wurden neben den geplanten Aufnahmen 2009 zusätzlich auch im Jahr 2010 durchgeführt.

An allen 17 Terminen, an denen zwischen Ende April und Anfang Juli im Bereich der Möllmündung bis Spittal optische Kartierungen bei eintretendem Sunk durchgeführt wurden, konnten auch tatsächlich gestrandete Larven gefunden werden (siehe Tab. 4.1).

Dabei sind die Jungfische nicht in der Lage, dem rasch zurückgehenden Wasser bei Sunk zu folgen und werden in zurückbleibenden Pfützen eingeschlossen (siehe Foto 4.1 und Foto 5.1) bzw. verstecken sich in kleinräumig rückgehaltenen Wasseransammlungen zwischen bzw. unter größeren Kornfraktionen und werden erst sichtbar, wenn der Stein entnommen wird, unter dem sie versteckt sind (siehe Foto 5.2).



Foto 5.1: In durch Sunk entstandene Pfützen gestrandete Jungfische



Foto 5.2: Gestrandete Jungfische verstecken sich unter Steinen bzw. im Substrat

Eine weitere methodische Herausforderung ergibt sich durch den Umstand, dass sich über Feinsubstrat („Letten“) gestrandete Larven dem Auge des Beobachters sehr schnell entziehen, da sie sich durch schlängelnde Bewegungen quasi selbst ins Feinsediment eingraben (siehe Foto 4.2). Trifft man nur wenige Minuten nach Erreichen des Sunkabflusses an der Beobachtungsstelle ein, findet man unter Umständen keine gestrandeten Larven, da diese im Feinsediment verschwinden bzw. zur Beute von Vögeln oder auch terrestrischen Insekten werden.

In Foto 5.3 sieht man eine typische Strandungsstruktur mit hohem Mortalitätsrisiko. Im linken Bild ist der Bereich bei Schwall zu sehen, im rechten bei Sunk. Holzstrukturen am Ufer bieten den Jungfischen ideale Unterschlupfmöglichkeiten und werden besonders gerne und von großen Individuenzahlen angenommen.



Foto 5.3: Ein typisches Jungfischhabitat bei Schwall (rechts) und Sunk (links).

Beim Zurückgehen des Wassers sind die Tiere im verbleibenden, vom Hauptfluss abgetrennten Tümpel eingeschlossen. Bei vollständigem Versitzen der Pfütze verenden die Tiere unweigerlich; kommt ein erneutes Schwallereignis, bevor der Tümpel austrocknet, kann es sein, dass die Fische überleben. Das Stranden in einzelnen Strukturen bzw. Strukturtypen ist freilich immer vom Basisabfluss und den auftretenden Schwallamplituden bzw. der Änderung der benetzten Breite des Gewässers bei gegebener Morphologie abhängig.

5.3 Strandungsrisiko in Abhängigkeit von Uferstruktur und Wasserführung

Die Gefahr für Jungfische, bei Sunk in Pfützen bzw. zwischen Steinen eingeschlossen zurückzubleiben und in weiterer Folge zu ersticken, ist in erster Linie vom Gefälle des Ufers (der Schotterbank) sowie vom dort vorherrschenden Substrat abhängig. Strandungsrisiko ist somit eine Funktion von Ufergefälle und Korngröße (Hauer et al. submitted). Je flacher die Neigung einer Schotterbank bzw. je grobkörniger das Substrat, desto höher wird das Strandungsrisiko.

Daraus kann abgeleitet werden, dass besonders in morphologisch intakten bzw. naturnahen Abschnitten mit leitbildkonformer Gerinnebreite, wo dem Fluss eigendynamische Uferentwicklung ermöglicht wird und sich flache Schotterstrukturen ausformen können, das Strandungsrisiko erhöht ist. Dies sind im Untersuchungsgebiet in erster Linie jene Drauabschnitte, die in Revitalisierungsmaßnahmen liegen, die im Rahmen der EU-LIFE Projekte umgesetzt wurden.

Der zweite wesentliche Parameter, der gemeinsam mit der Uferausformung für Strandungsrisiko entscheidend ist, ist der Basisabfluss der Drau auf den der Schwallabfluss aufgesetzt wird. Als Beispiel dafür sind in Abb. 5.1 und Abb. 5.2 charakteristische Querprofile aus den Drau-Bereichen Rosenheim bzw. Spittal dargestellt (in blau). Vergleichend dazu beinhaltet die Graphik auch Profile aus anderen schwallbelasteten Gewässern (Inn und Bregenzer Ache), mit denen lediglich die Verschiedenheit in Österreichs Gewässern vorkommender Gerinnegeometrien aufgezeigt werden soll.

Auf der x-Achse ist die Veränderung (Δ) der benetzten Breite in Abhängigkeit des Abflusses dargestellt. Am Beispiel eines Transekts in der Maßnahme Spittal (durchgehende blaue Linie) sieht man, anhand konkreter Beispiele realer Sunkereignisse (07. und 09. Mai 2009), dass die benetzte Breite und damit die Breite potentiell trockenfallender Uferzonen stark variieren kann, obwohl die Sunkereignisse (mit ca. 23,6 bzw. ca. 20,6 m³/s) sehr ähnlich waren.

Entscheidend dafür, wie viel Fläche trockenfällt und darin befindliche Jungfische stranden, ist in erster Linie die Summe von natürlicher Abflussmenge (Basisabfluss) und Triebwassermenge des Kraftwerks, die gemeinsam den Schwallabfluss bilden, in Verbindung mit der Gerinnegeometrie (Morphologie). Da die abgearbeitete Wassermenge am Kraftwerk (Schwall) im Jahresverlauf aber weitgehend konstant bleibt, ist es primär von Basisabfluss und Gerinnegeometrie abhängig wie stark sich der Wasserstand bei Sunk reduziert. Beim Sunkereignis am 07. Mai betrug der Basisabfluss ca. 142 m³/s, zwei Tage später ca. 170 m³/s. Während am 07. Mai durch den Abflussrückgang von ca. 166 m³/s auf ca. 142 m³/s ein Uferstreifen von ca. drei Meter Breite trockenfällt, sind es zwei Tage später, bei sogar geringerem Sunk (23,6 bzw. 20,6 m³/s), ca. 15 m. Der Uferstreifen mit Strandungsrisiko ist also ca. fünf Mal breiter, wodurch sich auch prinzipiell fünf Mal höhere Strandungsraten ergeben können.

Der große Unterschied in der Fläche trockenfallender Bereiche ergibt sich somit durch die Morphologie des Ufers in Kombination mit dem Abfluss, da die flache und damit strandungsgefährdete Schotterbank erst ab ca. 170 m³/s benetzt ist und sich Abflussschwankungen zwischen 170 m³/s und 200 m³/s bei vorliegender Morphologie besonders dramatisch auswirken.

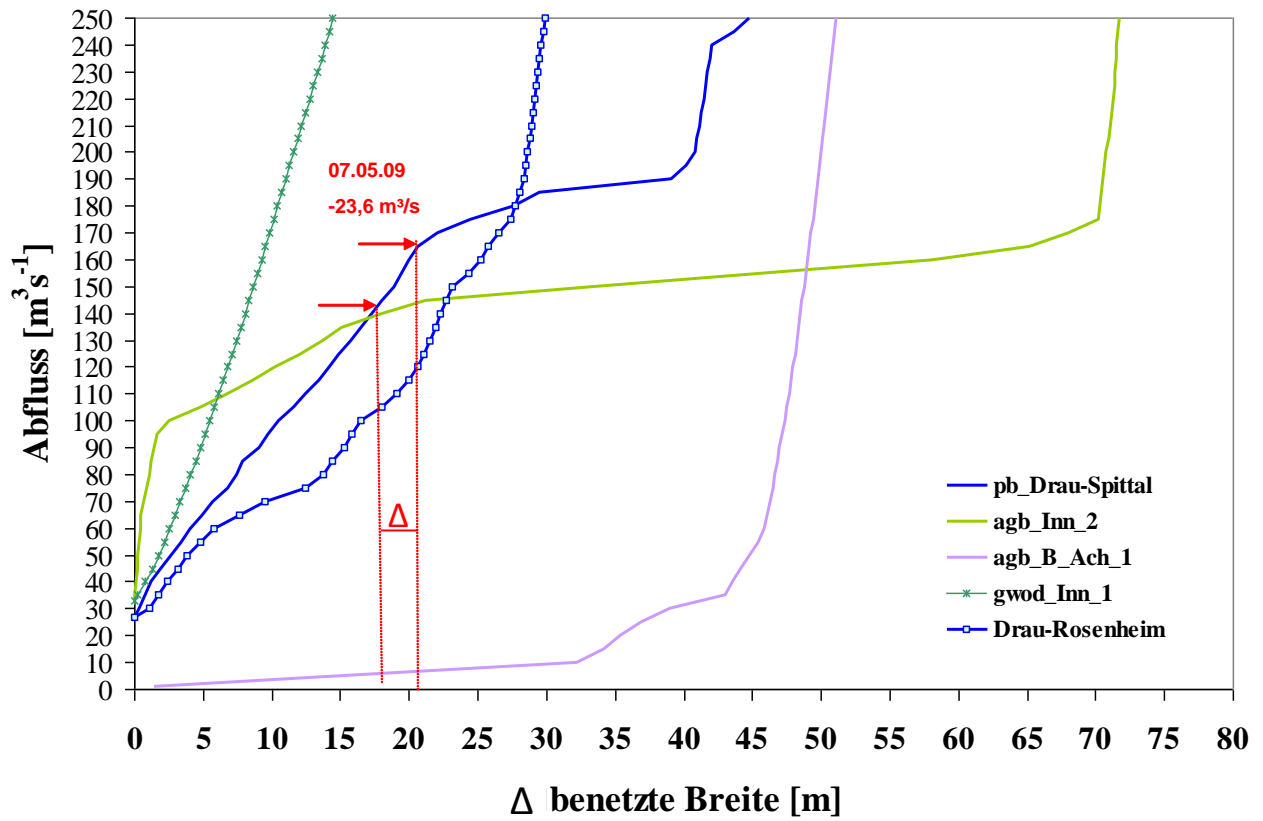


Abb. 5.1: Querprofile der Drau in Spittal und in Rosenheim (blau) und die Änderung der benetzten Breite (Δ) in Abhängigkeit des Abflusses am 07. Mai 2009

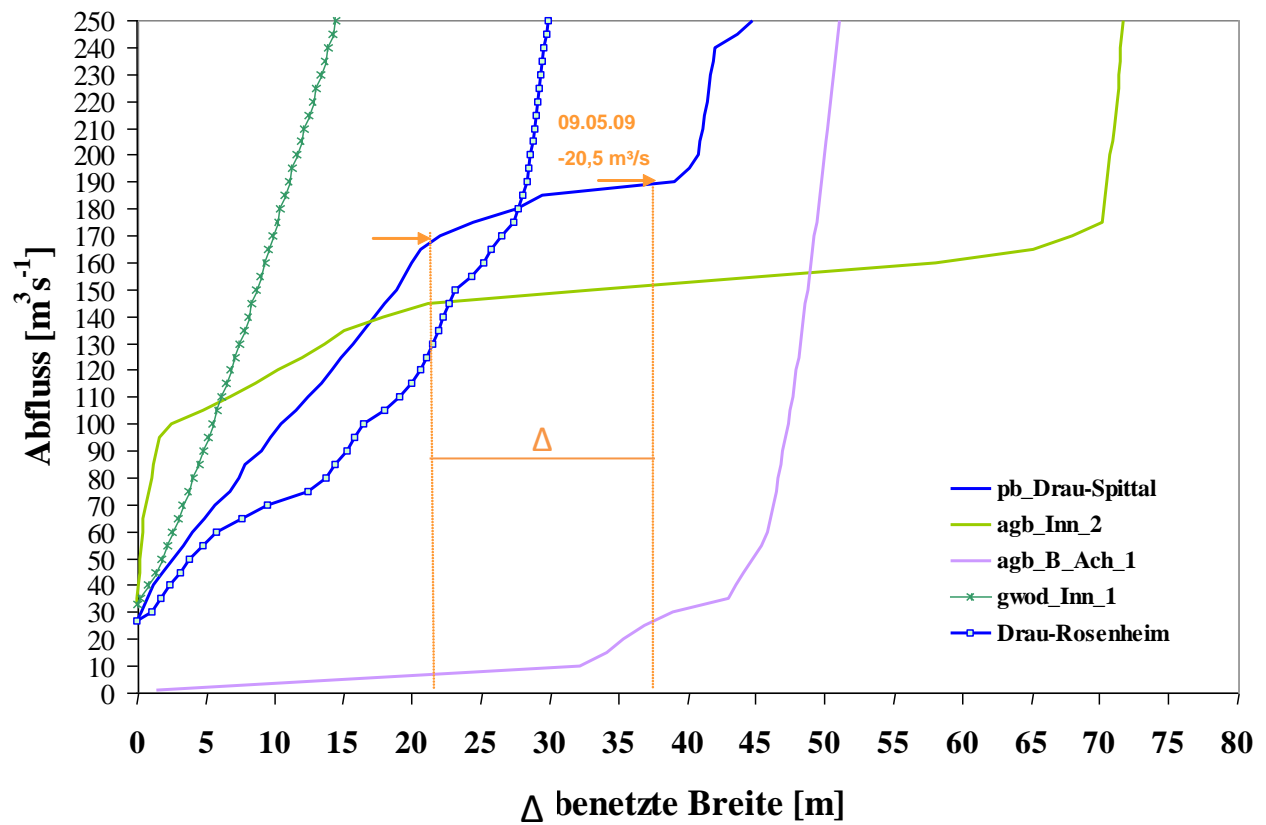


Abb. 5.2: Querprofile der Drau in Spittal und in Rosenheim (blau) und die Änderung der benetzten Breite (Δ) in Abhängigkeit des Abflusses am 09. Mai 2009

Die untenstehenden Fotos zeigen einen Bereich in unmittelbarer Nähe des oben herangezogenen Profils im Bereich der Maßnahme Spittal am 18. Mai 2010 (siehe Foto 5.4).



Foto 5.4: Eine Schotterbank bei Spittal während Schwall (links) und Sunk (rechts) am 18. Mai 2010

Im linken Foto sieht man die Stelle bei Schwallabfluss (ca. $154 \text{ m}^3/\text{s}$) und zwei Stunden später bei Sunk (ca. $117 \text{ m}^3/\text{s}$). Klar ersichtlich ist, dass sich auf der flach überströmten Schotterbank eine Reihe abgetrennter Pfützen gebildet haben, in der auch gestrandete Jungäschen gefunden wurden.

Hinsichtlich der Fläche trockengefallener Bereiche in den Maßnahmenbereichen Rosenheim bzw. Spittal wurde jeweils ein Abschnitt für eine detaillierte hydromorphologische Modellierung herangezogen (Abschnittslänge des Modellierungsbereiches: Spittal 294 m; Rosenheim 350 m). In diesen Bereichen wurden die trockengefallenen Flächen in Abhängigkeit des entsprechenden Basisabflusses bzw. der konkreten Sunkereignisse ermittelt. Daraus ergeben sich die in Abb. 5.3 und Abb. 5.4 graphisch dargestellten Zusammenhänge.

Die im Rahmen der Freilandaufnahmen vor Ort untersuchten Sunkereignisse sind dabei mit roten (2010) und gelben (2009) Punkten ausgewiesen. Das Diagramm enthält alle Sunkereignisse der Jahre 2009 und 2010 im Zeitraum Juni und Juli bei denen der Abfluss um mindestens $15 \text{ m}^3/\text{s}$ innerhalb von 15 Minuten reduziert wurde.

Mittelt man die trockengefallenen Flächen für diese Sunkereignisse, so errechnen sich in Spittal 377 m^2 pro 100 m Uferlänge, in Rosenheim sind es 260 m^2 pro Sunkereignis.

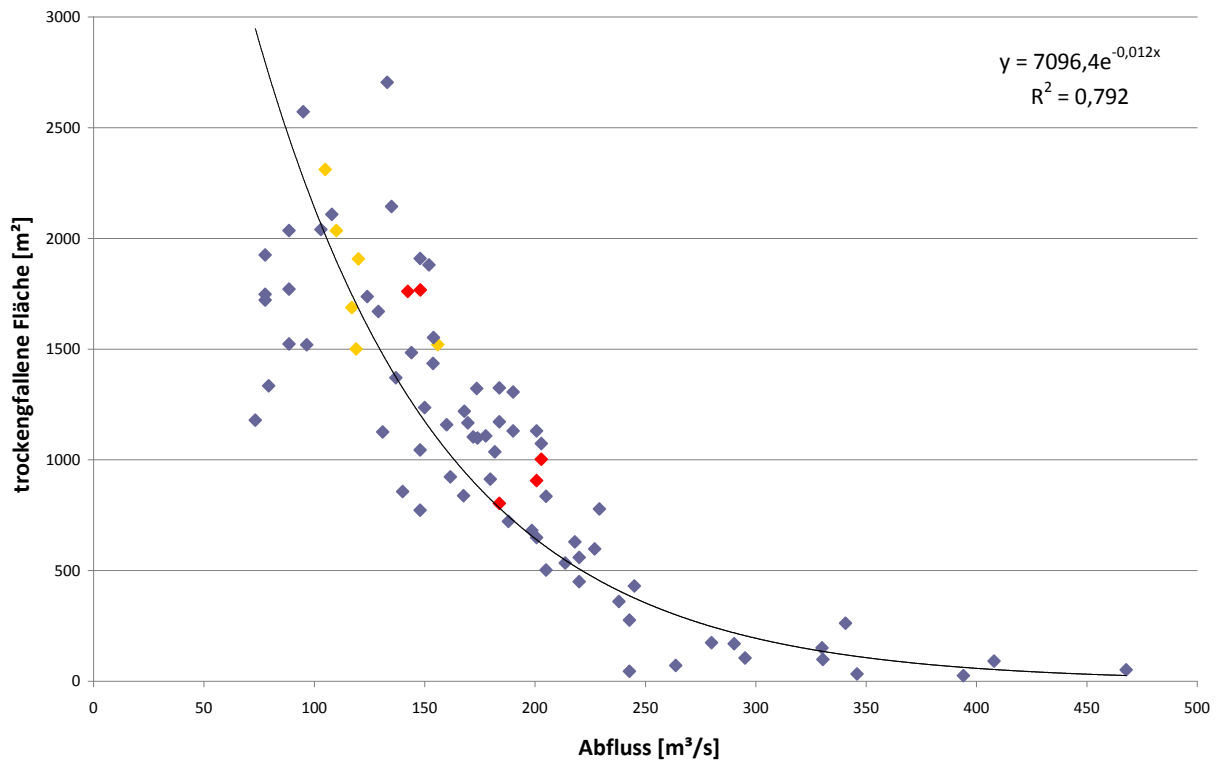


Abb. 5.3: Zusammenhang zwischen der trocken gefallenen Fläche und dem Basisabfluss im Jahr 2009 (gelb) und 2010 (rot) im Bereich der Maßnahme Spittal

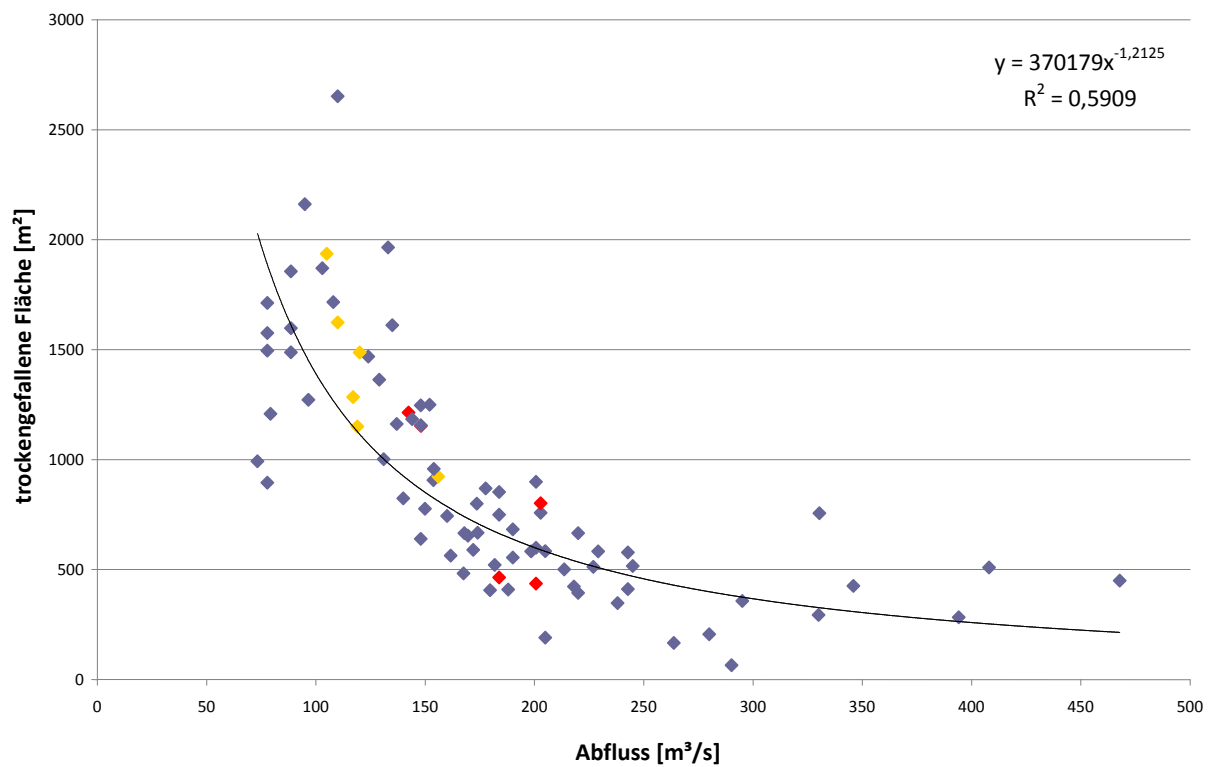


Abb. 5.4: Zusammenhang zwischen der trocken gefallenen Fläche und dem Basisabfluss im Jahr 2009 (gelb) und 2010 (rot) im Bereich der Maßnahme Rosenheim

5.4 Quantifizierung gestrandeter Jungfische

Zu einer groben Quantifizierung der potentiell im Frühling/Frühsummer strandenden Jungäschen wurde die Uferlinie mit Strandungsrisiko, also jene Uferbereiche, die flache Schotterstrukturen aufweisen, aus dem Luftbild (GooleEarth 5) grob quantifiziert. Betrachtet wurde der Abschnitt zwischen dem Triebwasserzulauf bei Möllbrücke/Sachsenburg und der Stauwurzel des KW Paternion. Die gesamte Uferlinie (links- und rechtsufrig) weist eine Länge von ca. 45,4 km auf. Davon besitzen ca. 7,25 km erhöhtes Strandungsrisiko, was einem Anteil von ca. 16 % entspricht. Die Bereiche mit erhöhtem Strandungsrisiko sind durch rote Linien gekennzeichnet (siehe Abb. 5.5). Deutlich zu erkennen ist, dass risikobehaftete Bereiche v. a. in den revitalisierten Maßnahmenbereichen der Möllmündung bei Rosenheim und im Maßnahmenbereich bei Spittal situiert sind und dass flussab von Spittal kaum Strandungsrisiko besteht.

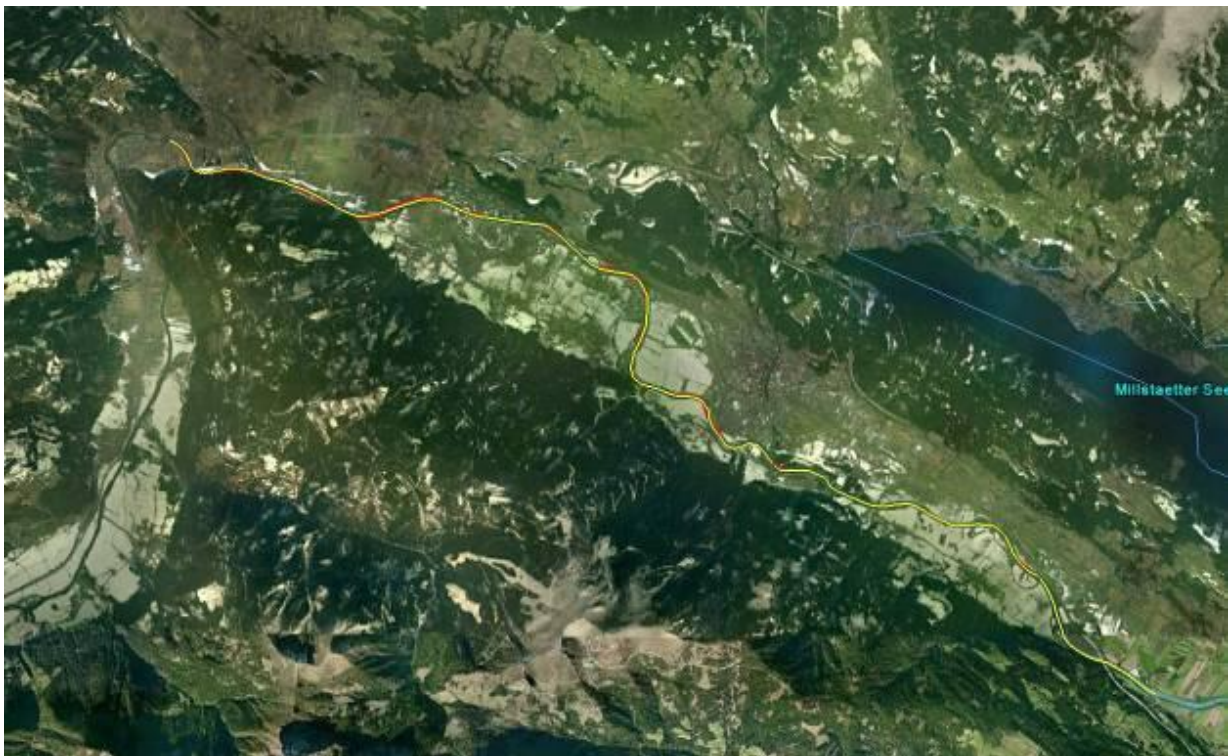


Abb. 5.5: Streckenabschnitte des Untersuchungsgebietes mit erhöhtem Strandungsrisiko (rot)

Wie im Ergebniskapitel ersichtlich (siehe Kapitel 4.1.1), schwanken die Zahlen an direkt belegten Strandungsopfern. Dies hat mehrere Ursachen:

Zum einen ist die Häufigkeit von Äschenlarven entlang der Uferlinie, wie bereits oben beschrieben, nicht konstant. Jungäschen leben meist in kleinen Schwärmen entlang der Uferlinie und verteilen sich flussab der Laichplätze, denen sie entstammen. Mit zunehmender Entfernung vom Laichplatz wird ihre Dichte geringer, wobei die Jungfische bei Hochwasserereignissen bzw. Schwall verdriften und sie dadurch auch in weiter, vermutlich einige Kilometer, flussab liegende Bereiche verfrachtet werden. Mit zunehmendem Alter bzw. zunehmender Größe werden die Äschen mobiler, wechseln ihr Habitat vermehrt auch aktiv und suchen geeignete Standorte auf.

Die Verteilung von Laichplätzen ist für den betrachteten Abschnitt nicht bekannt, lediglich im Bereich der Möllmündung ist ein Laichplatz belegt, der jährlich beobachtet werden kann. Die Freilandaufnahmen konzentrierten sich auf den Bereich der Maßnahmen Rosenheim (ca. zwei km flussab des Laichplatzes Möllmündung) bzw. Spittal, wo kein Laichplatz bekannt ist. Bereits bei den ersten Aufnahme-terminen der beiden Jahre (2009 und 2010) konnten gestrandete Fische belegt werden (07. Mai 2009 bzw. 28. April 2010). Der Schlupf bzw. die Emergenz der Äsche passiert in der Oberen Drau in etwa Ende April.

Der zweite wesentliche Faktor, neben der ungleichen Verteilung der Jungäschen, der die Quantifizierung erschwert, ist der Umstand, dass die Strandungszahlen auch zeitlich nicht gleich verteilt sein können. Ab dem Zeitpunkt des Auftretens frei schwimmender Larven entlang der Uferlinie treten Sunkereignisse auf. Wir nehmen an, obwohl aus unseren Daten nicht ableitbar, dass die Sterblichkeit in den ersten Tagen bzw. Wochen nach der Emergenz am höchsten ist. Nach jedem Sunkereignis sinkt zwangsläufig die Zahl an Überlebenden und damit die Zahl an potentiell Strandenden bei nachfolgenden Sunkereignissen. Unsere Daten zeigen aber keinen „Ausdünnungseffekt“, sondern die Opferdichten bleiben über die gesamte Untersuchungsperiode (Mai-Juli) annähernd konstant. Vielmehr scheint die Zahl an Gestrandeten stärker von der Differenz zwischen Schwall- und Sunkabfluss und den daraus resultierenden trockengefallenen Flächen abzuhängen, als vom Zeitraum zwischen dem beobachteten Ereignis und der Emergenz.

Auffällig ist der Unterschied zwischen Tag und Nacht. Die Strandungsraten scheinen bei Nacht deutlich höher zu sein, als bei Tag. Dieses Phänomen kann sehr gut durch die Lebensweise der Jungäschen erklärt werden. Sempeski (1995) und Vehanen (2005) beschreiben, dass Äschenlarven bei Dunkelheit noch näher ans Ufer heranrücken, wodurch das Risiko zu stranden nochmals erhöht ist.

5.5 Schwalleinfluss auf Forellen

Zur Erfassung der Jungfischbestände wurden in der Oberen Drau, aber auch in der Möll, strukturbezogene Elektrofischungen durchgeführt. Bei den Befischungen wurden ausschließlich die Jungfischstadien des Untersuchungsjahres (so genannte 0+ Fische) erfasst.

Als erstes Überblicksergebnis zeigt sich, dass bei allen durchgeführten Beprobungen des Jahres 2009 im stark durch Schwall geprägten Abschnitt der Drau mehr Individuen der Hauptzielart, der Äsche, gefangen wurden als flussauf, obwohl der Beprobungsaufwand flussauf und flussab der Schwalleinleitung gleich groß war (siehe Abb. 5.6). Bei den Forellen hingegen macht deren Anteil flussab der Malta Unterstufe weniger als ein Viertel am Gesamtfang aus.

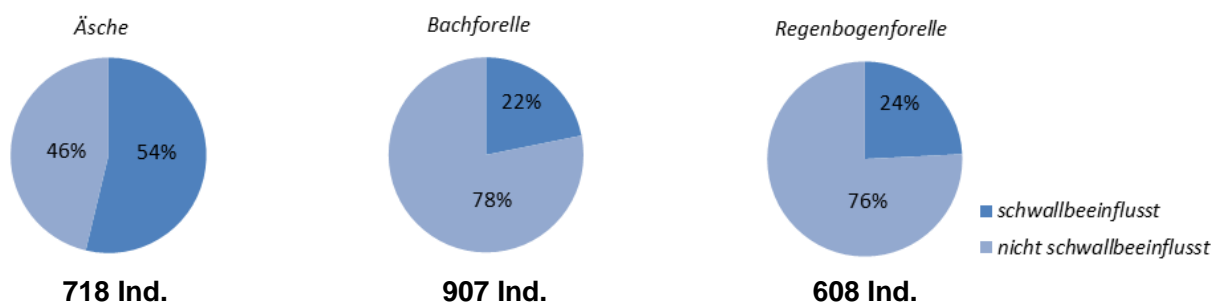


Abb. 5.6: Relative Verteilung der gefangenen 0+-Salmoniden auf schwallbeeinflusste bzw. nicht schwallbeeinflusste Flussabschnitte

Daraus ist unmittelbar ablesbar, dass es offensichtlich einen deutlichen Einfluss von Schwall auf die Forellen gibt. Die Fallstudie konzentrierte sich aber in erster Linie auf die Äsche, die ja im Zentrum der Artengemeinschaft an der Oberen Drau steht und deren Bestände in den vergangenen Jahrzehnten massiv zurückgegangen sind. Bestandseinbrüche bei den Forellen über die letzten Jahrzehnte waren nicht derart stark ausgeprägt und v. a. die Unterschiede zwischen Draubereichen flussauf bzw. flussab des Schwalleinstoßes nicht so offensichtlich wie bei den Äschen. Das ist v. a. darauf zurückzuführen, dass die Forelle, im Gegensatz zur ehemaligen Massenfischart Äsche, von jeher geringere Bestände aufgewiesen hat.

Die Ursachen für die reduzierten Forellendichten im Abschnitt flussab der Malta Unterstufe sind vermutlich in erster Linie in deren Laichbiologie zu suchen. Bachforellen laichen im Spätherbst bzw. Winter und ihre Eier entwickeln sich bis zum Frühjahr im Schotterkörper. In diesem Zeitraum sind die Schwallamplituden besonders hoch. Inkubierte Eier bzw. frisch geschlüpfte Larven somit besonders stark durch Schwallbetrieb betroffen, da es u. a. zu trockenfallenden Laichplätzen, zum Durchfrieren von Gelegen, zu Kolmation und damit undurchdringbarer Versiegelung der Sohle kommen kann, wodurch ein Emergieren der Larven verhindert werden kann.

Insgesamt ist bei Forellen (auch bei Regenbogenforellen) die Zeit im Schotterkörper deutlich länger als bei den Äschen und deren Vulnerabilität durch Schwalleinflüsse in dieser Frühentwicklung deutlich höher. Auf Forellen abgestimmte Untersuchungen wurden im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch nicht durchgeführt, eine genauere Analyse der Wechselwirkungen zwischen Schwallbetrieb und Überleben v. a. früher Forellenstadien ist aber jedenfalls dringend angezeigt und wird im laufenden

Schwallprojekt (Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten) auch behandelt werden.

Den Ursachen, warum bei den Befischungen 2009 annähernd gleich viele Äschen im Schwalleinflussbereich gefangen wurden wie flussauf, und nicht, wie zu erwarten gewesen wäre, ein ähnliches Bild wie bei den Forellen vorgefunden wurde, wurde aber freilich auf den Grund gegangen.

5.6 Der Einfluss des natürlichen Abflussgeschehens auf die Äschenpopulation der Oberen Drau

Um den Einfluss des natürlichen Abflussgeschehens auf die Äschenbestände abschätzen zu können, wurden zum einen Pegelraten des Pegels Sachsenburg zur Erstellung von jährlichen Ganglinien zwischen 1995 und 2010 herangezogen. Zum anderen wurden aus den Daten der Gesamtfischbestandsaufnahmen, die zwischen 1992 und 2009 an der Drau durchgeführt wurden, einzelne Äschenjahrgänge grob in „schlecht“, „mittel“ und „gut“ unterteilt, je nachdem wie stark die einzelnen Jahrgangsklassen in so genannten Längenfrequenzdiagrammen auftreten.

Gute bzw. schlechte „Jahrgangsklassenstärken“ wurden mit den Abflussdaten in Beziehung gesetzt (siehe Abb. 5.7).

Dabei ist deutlich zu erkennen, dass in allen Jahren mit schlechtem Reproduktionserfolg in der Zeit zwischen Ende März und Ende Mai deutlich höhere Abflüsse auftreten (rote Ganglinien) als in Jahren mit erfolgreicher Reproduktion und folglich starken Jahrgängen (grüne Ganglinien). In diesen Zeitraum fallen sowohl das Laichgeschehen wie auch die Ei- und Larvalentwicklung. Sind die Abflüsse in diesem Zeitfenster erhöht, können inkubierte Eier oder frisch geschlüpfte Larven abgeschwemmt und so vernichtet werden bzw. können schlechte Nahrungsbedingungen, als Folge einer erhöhten Trübe bei höheren Abflüssen, hohe Mortalitäten zur Folge haben. Ein deutlicher Zusammenhang zwischen Abflussgeschehen und Reproduktionserfolg wurde kürzlich auch für die Bachforelle belegt (Unfer et al. 2011b), wodurch sich diese Analyse auch für die Drau aufdrängte.

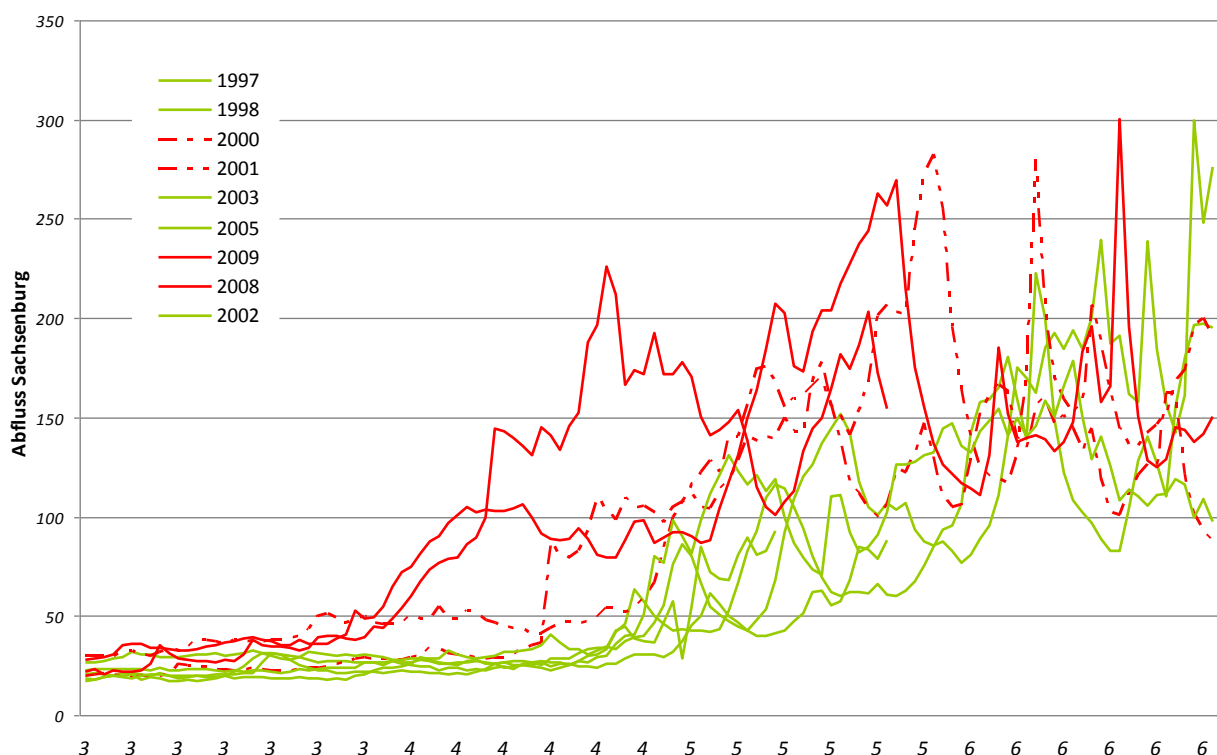


Abb. 5.7: Tagesmittelwerte des Abflusses [$\text{m}^3/\text{Sek.}$] an der Messstelle Sachsenburg zwischen März und Juni der Jahre 1995 bis 2009
Die Klassifizierung der Ganglinien bezieht sich auf den Bestand der 0+-Äschen in den entsprechenden Jahren

Wie in Abb. 5.7 zu sehen, ist auch das Untersuchungsjahr 2009, jenes Jahr in dem der Großteil der Befischungen durchgeführt wurde, unter den Jahren mit geringem Reproduktionserfolg. Der Hochwassereinfluss wirkt freilich auf die gesamte Obere Drau und hat flussauf wie flussab der Malta Unterstufe negative Auswirkungen auf die Jungäschenbestände.

Es ist vielmehr so, dass durch höhere natürliche Wasserführungen der Schwall einfluss des KWs Malta-Unterstufe reduziert wird und das oben beschriebene Problem des Strandens gemildert wird, da Schwall bedingte Wasserstandsschwankungen geringer ausfallen.

5.7 Entwicklung der Jungfischdichten im Jahresverlauf

Bei den Auswertungen der Individuendichten der juvenilen Salmoniden zeigte sich, dass es deutliche Unterschiede bei der Verteilung der untersuchten Fischarten gibt (siehe Kapitel 4.2.3).

Die Individuendichten und ihre Entwicklung im Jahresverlauf unterscheiden sich im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt wesentlich vom flussaufwärtigen Bereich. Wobei sich die Dichten und ihr Verlauf bei der Äsche anders darstellen als bei den beiden Forellenarten (siehe Abb. 5.8)

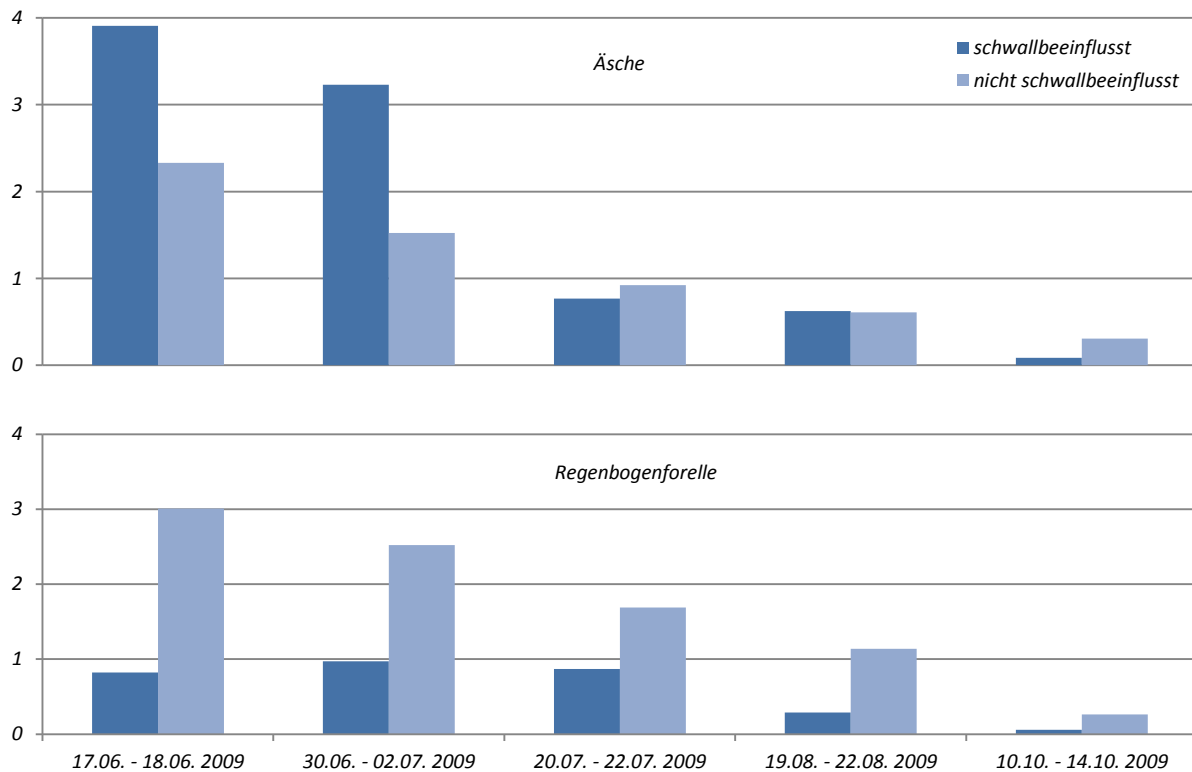


Abb. 5.8: Individuendichte-Entwicklung der Äsche und Regenbogenforelle [Individuen/100m²] im Jahresverlauf (2009).

Die Individuendichten der Äsche sind im Frühsommer im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt noch deutlich höher als flussauf. Im flussaufwärtigen Abschnitt verzeichnen die Dichten im Verlauf des Sommers einen annähernd linearen Rückgang. Unter Schwallenfluss zeigen die juvenilen Äschen hingegen einen deutlich rascheren, sprunghaften Dichterückgang, wobei es im Juli zu einem ersten gravierenden Einbruch kommt, der in erster Linie auf die oben beschriebenen Strandungen zurückzuführen sein dürfte. Zwischen August und Oktober kommt es schließlich zum fast vollständigen Verschwinden des gesamten Jungfischbestands im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt.

Die beiden Forellenarten haben im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt schon im Frühsommer geringere Dichten. Im Verlauf des Sommers reduzieren sich die Fischdichten in beiden Gewässerabschnitten annähernd linear. Wie bei der Äsche, kommt es aber zwischen August und Oktober zu einem massiven Einbruch der Fischdichten im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt. Die Individuendichten der Regenbogenforelle und ihr Verlauf entsprechen in etwa der Entwicklung der Bachforelle (siehe Abb. 5.8).

Dass sich die Fischdichten in beiden Gewässerabschnitten deutlich voneinander unterscheiden, wurde nicht nur im Jahr 2009 sondern auch anhand der Daten der vorangegangenen Untersuchungen festgestellt (siehe Kapitel 4.2.3.2).

Der Dichteunterschied ist jedoch bei keinem Befischungstermin signifikant (siehe Kapitel 4.2.3.3). Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass der Unterschied ursächlich auf den Schwallenfluss zurückzuführen ist, auch wenn die Zusammenhänge statistisch betrachtet zufällig zu Stande gekommen sind.

Der dramatische Rückgang der Individuendichten der drei untersuchten Salmoniden zwischen August und Oktober fällt zeitlich mit dem Anstieg des relativen Schwall zusammen (siehe Abb. 5.9).

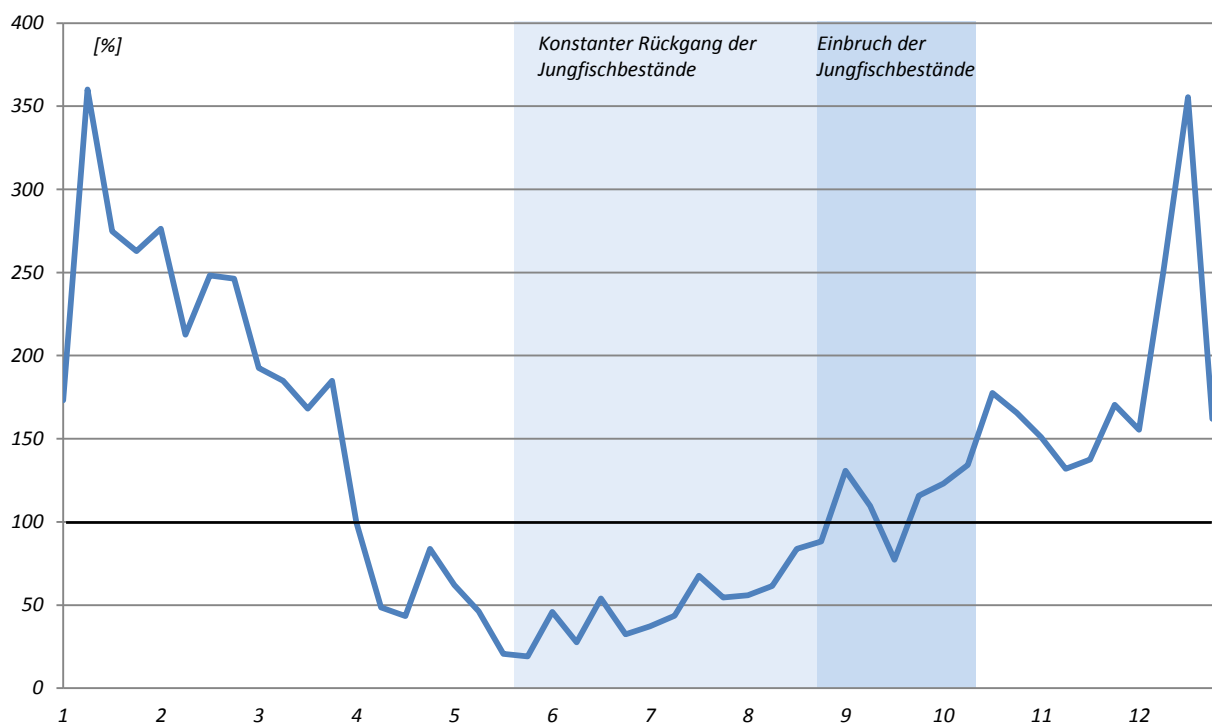


Abb. 5.9: Jahresganglinie des relativen Schwall [%] aus Wochenmittelwerten für das Jahr 2009

Im Sommer liegt der relative Schwall bei ca. 50%. Im September steigt er jedoch innerhalb kürzester Zeit auf über 100%, was einem Schwall-Sunk Verhältnis von 1:2 entspricht.

Eine Verdoppelung der Wassermenge bei geringem Basisabfluss führt zu starken Pegeländerungen. Die Gewässerbereiche, die im Zuge des Sunks trocken fallen, sind in dieser Zeit ungleich größer als in den Monaten mit geringen relativen Schwallen. Das rasche Trockenfallen großer Wasserflächen könnte ab September nochmals zu vermehrten Strandungen führen. Auch wenn an den beiden im Herbst durchgeführten Strandungsuntersuchungen keine gestrandeten Äschen belegt werden konnten (siehe Tab. 4.1), ist Strandung die wahrscheinlichste Ursache für den Dichteinbruch zwischen August und Oktober.

Im Untersuchungsjahr 2009 waren die Fischdichten, wie oben beschrieben, aufgrund des Abflussschehens im Frühjahr generell gering und wurden durch die Strandungsschäden zwischen Mai und Juli weiter ausgedünnt, sodass der Nachweis von Strandungen im Herbst auch aufgrund der sehr geringen Bestände schwierig war. Außerdem könnte die in der Wasserwechselzone auftretende Nahrungsknappheit durch die massive Ausweitung trocken fallender Bereiche in herbstlichen Abflusssituationen maßgeblich zum beschriebenen Dichteeinbruch beitragen. Darauf wird weiter unten noch näher eingegangen (siehe Kapitel 5.14).

5.8 Schwallbedingte Veränderungen des Lebensraumangebotes im Herbst

Eine weitere potentielle Ursache für die stark rückläufigen Jungäschenbestände im Herbst kann in den weitreichenden Lebensraumänderungen bei Schwall bzw. Sunk begründet sein.

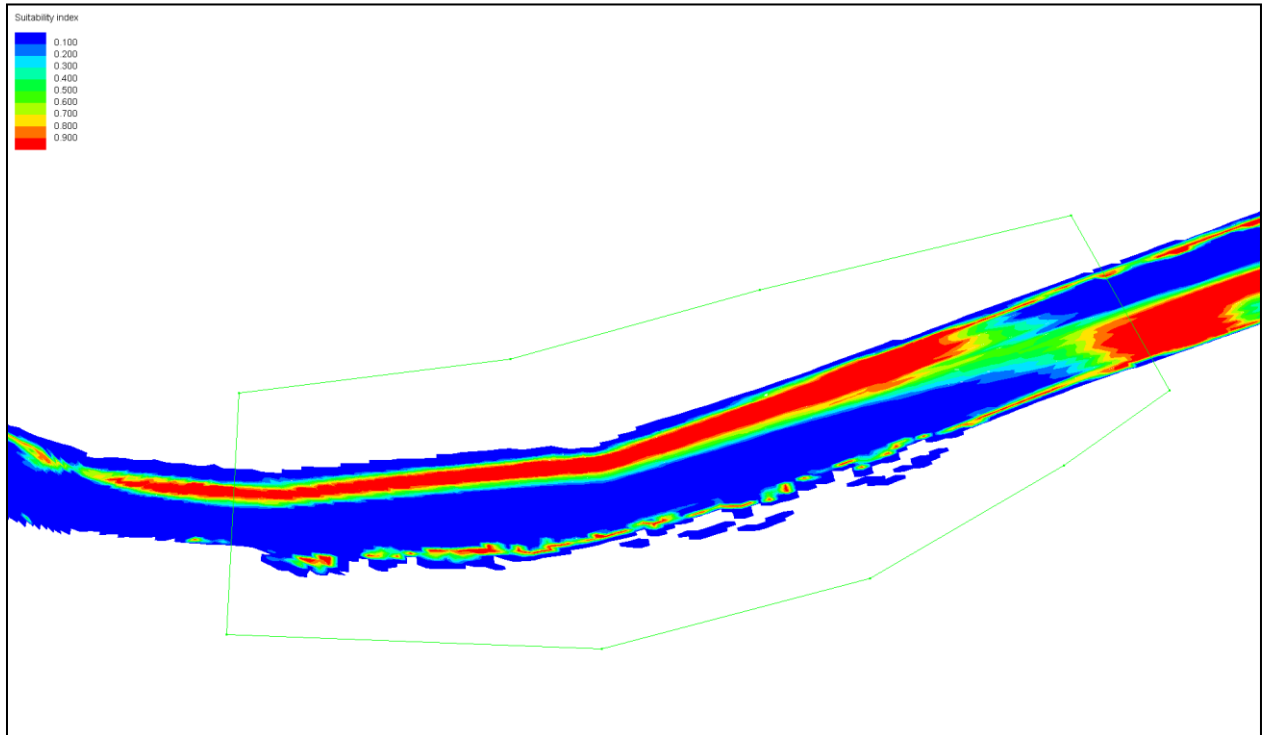


Abb. 5.10: Habitateignung für 0+-Äschen eines Drauabschnitts bei Rosenheim bei MNQ im Oktober

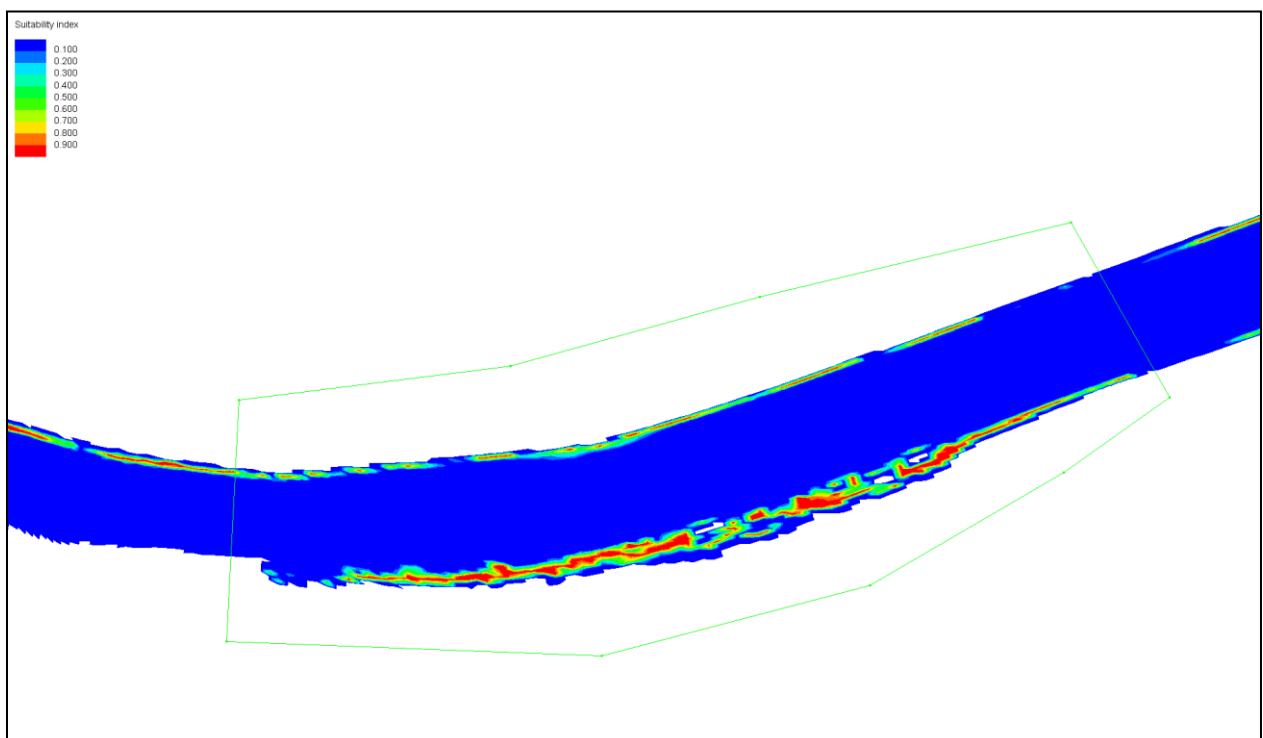


Abb. 5.11: Habitateignung für 0+-Äschen eines Drauabschnitts bei Rosenheim bei MNQ + 110 m³/s Schwall im Oktober

Die Möglichkeit, die oben dargestellte Habitatmodelle (siehe Abb. 5.10 und Abb. 5.11) zu generieren, ist durch die 2009 und 2010 monatlich durchgeführten Struktur- bzw. Punktbefischungen geschaffen worden.

Auf Basis der dadurch erarbeiteten Nutzungsfunktionen hinsichtlich Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe (siehe Kapitel 4.3.3.2) kann das zur Verfügung stehende Lebensraumangebot für jeden Wasserstand über das hydrodynamische Geländemodell quantifiziert werden. Eine derart detaillierte Erfassung der Lebensraumnutzung in Abhängigkeit der zeitlichen Entwicklung der Jungäschen, war auch international bislang nicht verfügbar.

Bei Schwallabfluss zur Zeit des mittleren Niederwassers im Oktober ändern sich die nutzbaren Bereiche für juvenile Äschen dramatisch (siehe Kapitel 4.3.4). Die Jungfische sind bei Eintreten des jeweils anderen Abflusszustandes zu Habitatswechseln gezwungen. Als Folge sind die Tiere vermehrtem Stress ausgesetzt, der für erhöhte Mortalitätsraten verantwortlich sein kann.

5.9 Nutzung bzw. Eignung unterschiedlicher Strukturen/Teillebensräume in Abhängigkeit der Jahreszeit

Die zweite untersuchte Hypothese basiert auf der Annahme, dass die Verfügbarkeit gewisser Strukturen die Überlebensraten der juvenilen Äschen erhöht.

Die Verteilung der Individuendichten der 0+-Äschen in den einzelnen Strukturen zeigt deutliche Präferenzen der Fische für spezielle Habitattypen im Verlauf ihrer Frühentwicklung (siehe Abb. 5.12). Außerdem wurde ein Wechsel genutzter Habitattypen in Abhängigkeit der Jungfischstadien nachgewiesen.

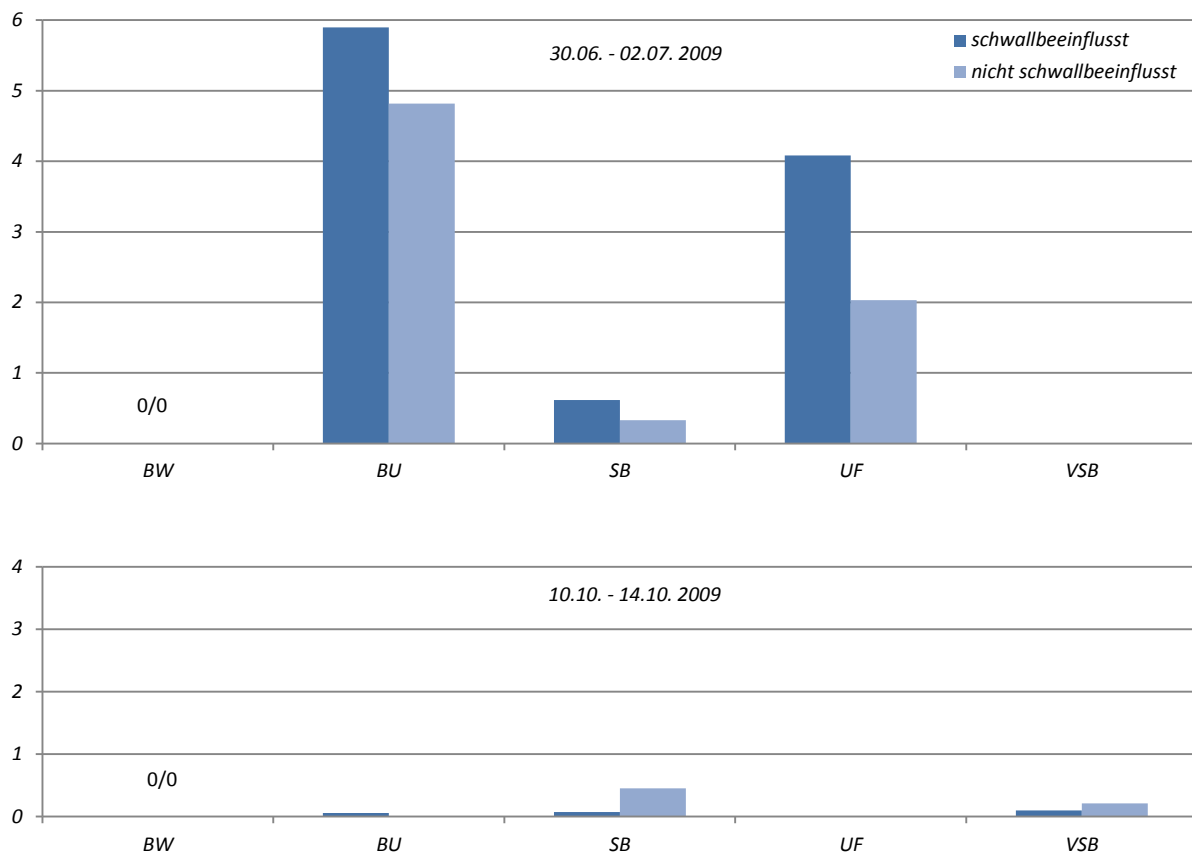


Abb. 5.12: Individuendichte-Entwicklung der 0+-Äschen [Individuen/100m²] nach Struktur getrennt in der Drau im Jahr 2009 (BW = Blockwurfufer, BU = Bucht, SB = Schotterbank, UF = Naturufer, VSB = versetzte Schotterbank)

Die frühen Jungfischstadien nutzen im Juni beinahe ausschließlich strömungsberuhigte Buchten und durch Vegetation geschützte Ufer. Mit zunehmendem Alter verlassen die 0+-Äschen die geschützten Strukturen und finden sich auf Schotterbänken bzw. versetzten Schotterbänken ein. Im Oktober konnte die Äsche ausschließlich in diesen ungeschützten, relativ rasch fließenden Schotterhabitaten nachgewiesen werden.

Neben der Verteilung der Individuendichten zeigt auch die Verteilung der mittleren Fischlängen, dass bestimmte Strukturen in Abhängigkeit der Fischgröße aufgesucht werden (siehe Abb. 5.13).

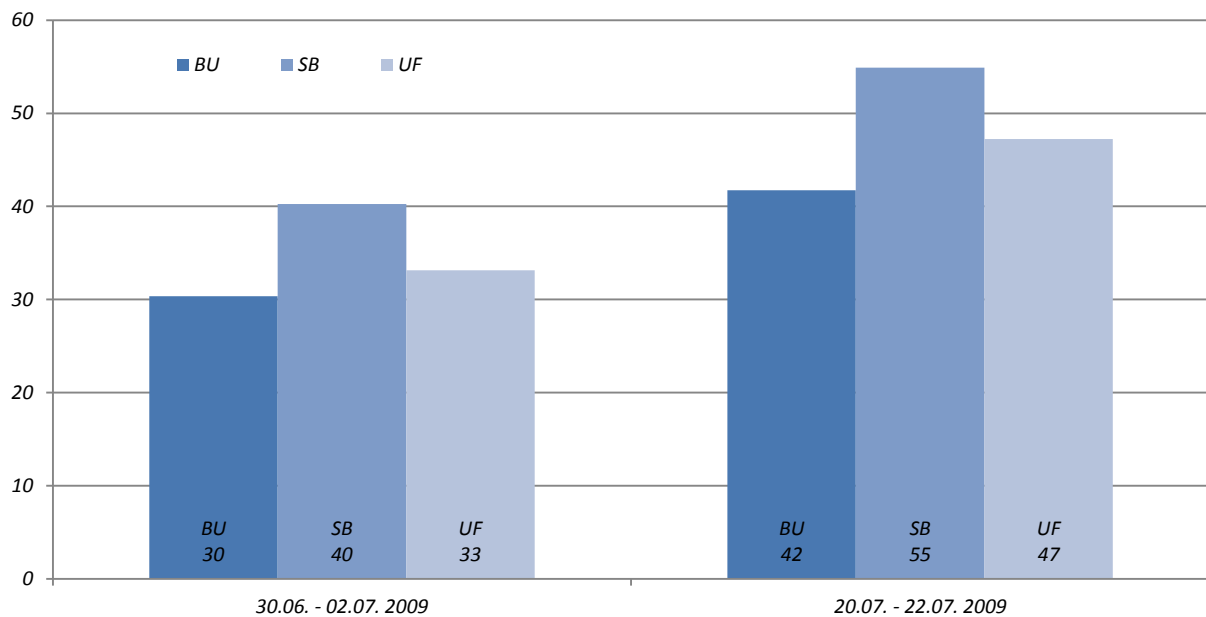


Abb. 5.13: Mittelwerte der Fischlängen [mm] der 0+-Äschen in den Strukturen BU, SB und UF im Frühsommer in der Drau im Jahr 2009

Nur die größten Individuen halten sich in frühen Stadien im Juni und Juli auf Schotterbänken auf. Äschen auf Schotterbänken sind in diesem Zeitraum signifikant größer als die Fische in Bucht- und Uferstrukturen (siehe Tab. 4.26).

Vermutlich findet die Äsche am Schotter bessere Nahrungsbedingungen vor, als in Bucht- und Uferstrukturen. Möglicherweise wächst die Äsche aus diesem Grund trotz fehlendem Strömungsschutz schneller.

Ein Wechsel des Habitats mit zunehmendem Alter wurde bereits in anderen Untersuchungen aufgezeigt. Der wichtigste Parameter für den Habitatwechsel früher Entwicklungsstadien ist die Fließgeschwindigkeit (Nykänen et al. 2003). Mit zunehmender Schwimmfähigkeit bzw. Strömungsresistenz im Laufe des Wachstums werden die geschützten Strukturen verlassen. Mit zunehmender Fischgröße suchen die juvenilen Salmoniden nicht nur Habitate mit höherer Fließgeschwindigkeit, sondern auch mit größeren Wassertiefen auf (Greenberg et al. 1996). Dies kann mit den Daten aus dem Jahr 2009 insofern bestätigt werden, als die versetzte Schotterbank den Strukturtyp mit den größten Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten darstellt.

Die Habitatwahl der juvenilen Fische wird nicht nur durch abiotische Lebensraumparameter bestimmt, sondern auch durch interspezifische Konkurrenz. Es wurde nachgewiesen, dass 0+-Äschen durch 0+-Bachforellen in seichtere Habitate mit feineren Bettsedimenten gedrängt werden (Degerman et al. 2000). Interspezifische Konkurrenz wurde bei der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt, da die Individuendichten im Jahr 2009 bei allen erhobenen Fischarten sehr gering waren (siehe Kapitel 4.2.3.1), weshalb Konkurrenz eher ausgeschlossen werden.

Dass der Einfluss einzelner Strukturen auf die Individuendichte statistisch nicht nachweisbar ist (siehe Kapitel 4.2.3.3), bedeutet nicht zwangsläufig, dass falsche Rückschlüsse gezogen wurden. Es bedeutet vielmehr, dass die Zusammenhänge allgemeingültig betrachtet zwar zufällig zu Stande gekommen sind, im konkreten Fall aber durchaus kausal sein können.

Obwohl Habitatwechsel mit zunehmendem Alter dem natürlichen Verhalten der juvenilen Äsche entspricht, kann er den Fischen womöglich auch zu einem bestimmten Teil durch die anthropogen veränderte Hydromorphologie der Drau aufgezwungen werden.

Mit dem Rückgang des Basisabflusses im Herbst verschwinden die geschützten Bucht- und Uferstrukturen zusehends und stehen den Jungäschen nicht mehr zur Verfügung (siehe Foto 5.5 und Foto 5.6).



Foto 5.5: Eine Bucht im Juni mit einer vergleichsweise hohen Individuendichte an juvenilen Äschen



Foto 5.6: Dieselbe Bucht wie in Foto 5.5 ist im Oktober nicht mehr an die Drau angebunden und stellt kein Fischhabitat mehr dar

Die umgesetzten Revitalisierungen des Lebensraumes haben besonders in Phasen mit erhöhter Wasserführung die Habitatvielfalt wesentlich verbessert.

So stellen beispielsweise die neu geschaffenen Buchtbereiche wichtige Lebensräume für juvenile Äschen während des Sommers dar. Außerdem sind durch die Gerinneaufweitungen große Schotterbänke entstanden, die den Jungäschen bei annähernd allen Abflüssen flache Schotterufer bieten.

Auch wenn die Jungäschenbestände im Untersuchungsjahr 2009 sehr gering waren, zeigte sich nicht zuletzt dadurch besonders deutlich, dass Jungäschen in erster Linie in den strukturell aufgewerteten Abschnitten zu finden sind. Selbst wenn dort das Strandrungsrisiko erhöht ist, ist ein geeignetes, heterogenes Lebensraumangebot die Grundvoraussetzung dafür, dass sich Jungäschen überhaupt entwickeln können. Blockwurf gesicherte Ufer in regulierten Drauabschnitten bieten hingegen generell keinen geeigneten Lebensraum.

5.10 Wachstum der Jungäschen flussauf bzw. flussab des Schwallenstoßes

Die Auswertung der Fischlängen aus den zur Verfügung stehenden Datensätzen hat gezeigt, dass Äschen im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt bei den meisten Befischungsterminen signifikant größer sind, als Äschen im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt (siehe Abb. 5.14).

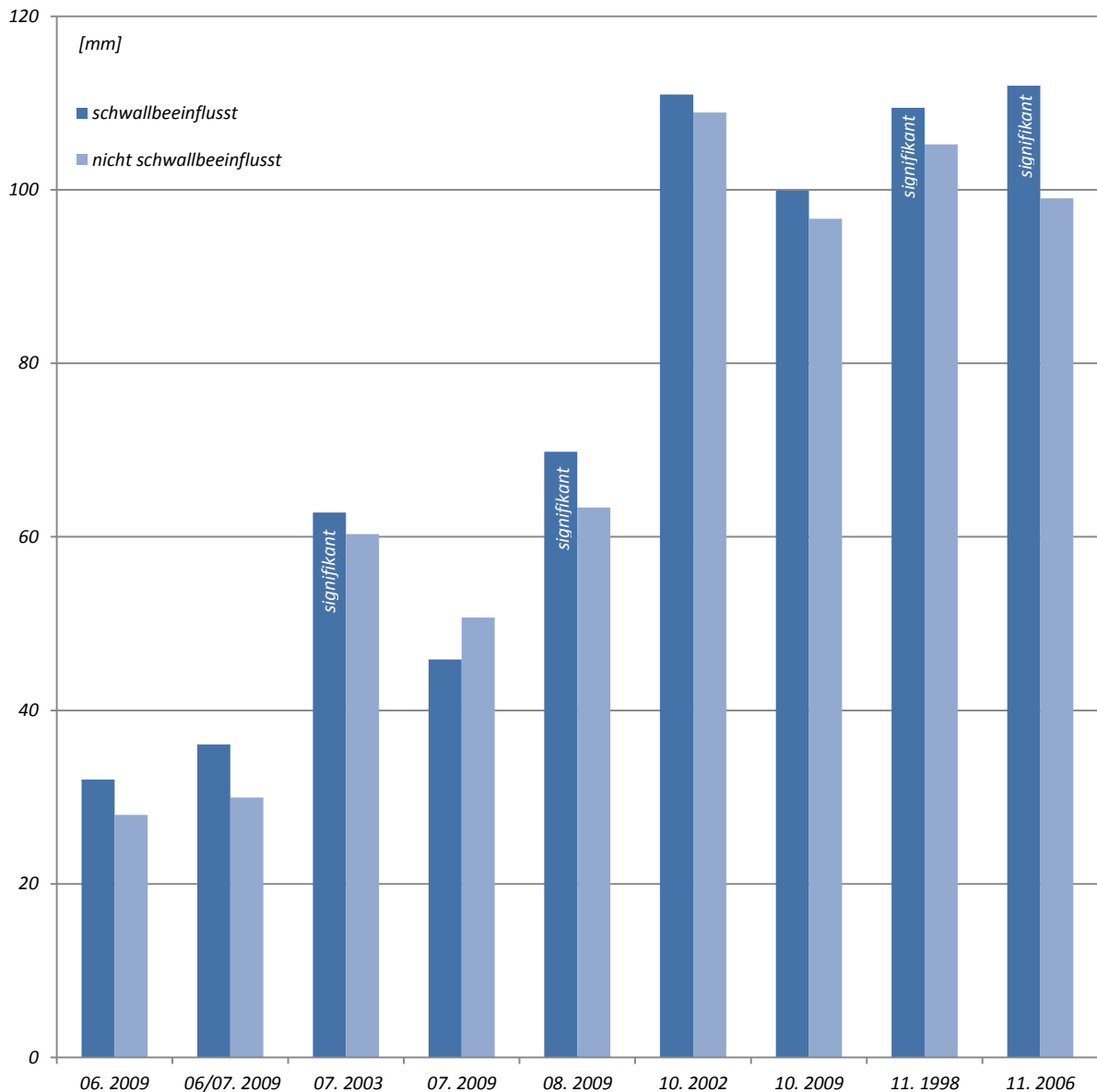


Abb. 5.14: Vergleich der Mittelwerte der Fischlängen [mm] der Äsche in der Drau über alle Befischungstermine mit Angabe der Signifikanz

Die beiden Forellenarten zeigen keinen markanten Größenunterschied zwischen den beiden Gewässerabschnitten (siehe Kapitel 4.2.4.1).

Neben der Länge wurde bei den Äschen auch das Gewicht ermittelt. Die durchgeführten Längen/Gewichts-Korrelationen zeigen, dass Äschen ab ca. 80 mm Totallänge im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt bei gleicher Länge schwerer sind als Äschen im nicht schwallbeeinflussten Abschnitt (siehe Abb. 5.15). Der festgestellte Unterschied ist allerdings nicht signifikant.

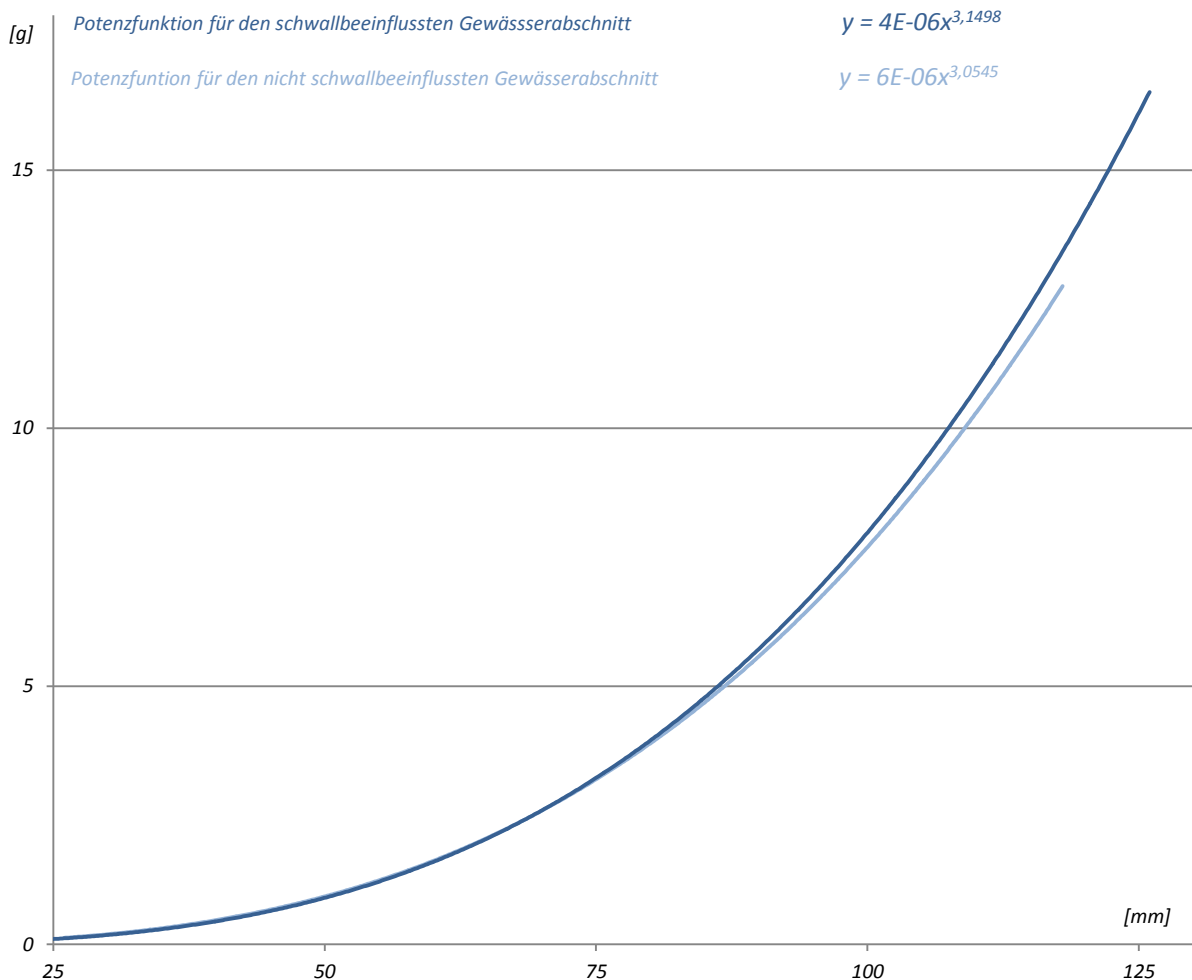


Abb. 5.15: Potenzfunktion der Kurvenanpassung für Länge [mm] und Gewicht [g] der Äsche in der Drau im Jahr 2009

Die Hypothese, dass sich die Jungäschen in unterschiedlich durch Schwall beeinflussten Bereichen hinsichtlich Wachstum und Kondition annähernd gleich gut entwickeln, scheint demnach nicht zuzutreffen.

Vielmehr konnte ein besseres Wachstum der juvenilen Äsche unter Schwalleinfluss nachgewiesen werden. Als Gründe dafür kommen mehrere Aspekte in Frage: Zum einen ist es möglich, dass durch einen gesteigerten Selektionsdruck unter Schwallbelastung (z. B. durch das Stranden) kleinere und damit schwimmschwächere Individuen bereits früh reduziert werden und in erster Linie besonders fitte Individuen überleben, die in weitere Folge auch besonders gut wachsen.

Ein anderer Grund könnte sein, dass die Äschen flussab der Malta Unterstufe durch ein Aufklaren der Drau durch die Triebwassereinleitung des Kraftwerks Malta Unterstufe profitieren und so erfolgreicher bei der Nahrungsaufnahme sind.

Die Drau ist aufgrund des Gletschereinflusses während des Sommers trüb (siehe Kapitel 2.1). Das eingeleitete Wasser aus dem Speicher Rottau der Möll ist hingegen klar.

Durch die Klärung des Wassers ist die bei der Futtersuche vorwiegend optisch orientierte Äsche im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt möglicherweise erfolgreicher, als im trübere nicht schwallbeeinflussten Abschnitt. Eine effizientere Futtersuche bedingt rascheres Wachstum der Fische.

Neben der Trübung hätte auch eine Änderung der Temperatur (Erwärmung) im schwallbeeinflussten Gewässerabschnitt den Wachstumsunterschied der poikilothermen Äsche bedingen können. Die Temperaturmessungen im Rahmen vorliegender Studie unterstützen diese Hypothese jedoch nicht (siehe Kapitel 4.5.3).

5.11 Makrozoobenthos unter Schwallenfluss

Das Überleben bzw. Wachsen von Fischen ist eng mit der Verfügbarkeit von Nahrung verknüpft. In Schwallstrecken sind Biomassen und Individuendichten benthischer Evertibraten grundsätzlich reduziert.

Durch Schwallbetrieb kommt es im Fluss zur Verringerung der Abundanzen und Biomassen. Die Ursache dafür kann entweder die Zunahme des driftenden Makrozoobenthos mit Anstieg der Abflussmenge (passives Verdriften), oder das aktive Abdriften als Fluchtverhalten (z.B. bei Eintagsfliegen der Gattung *Baetis*) sein.

Der starke Wasserrückgang während des Sunks bewirkt meist eine erhöhte Drift (vgl. Moog 1992; Moritz et al. 1993). Untersuchungen von Irvine (1985) und Perry & Perry (1986) zeigten aber auch, dass Erhöhungen des Wasserstandes nach langen, stabilen Abflusssituationen zu höheren Driftraten führen als nach regelmäßigen Abflussschwankungen, wie es bei Schwallbetrieb der Fall sein kann. Die Anfälligkeit der Individuen aufgrund eines Schwalles zu driften, kann je nach Art sehr unterschiedlich ausfallen (vgl. Bretschko & Moog 1990 in Riedl 2010 und Außerer 2011).

Die veränderten Bedingungen in Schwallstrecken führen auch dazu, dass sich bestimmte, angepasste Gattungen in diesen besser behaupten können und andere verdrängen. Die Dominanzstruktur verändert sich. Da sich rheophile Tiere in von Schwall beeinflussten Strecken gegenüber Spezialisten der strömungsberuhigten Zonen durchsetzen können, kommt es zu einem „Rhithralisierungseffekt“. Eine Verringerung der Taxazahl bzw. das völlige Verschwinden bestimmter Arten und damit auch eine Veränderung funktioneller Fresstypen ist die Folge. Die veränderten Strömungsbedingungen können auch eine Behinderung der Nahrungsaufnahme nach sich ziehen.

Durch das Wegschwemmen des Futtermaterials der Organismengruppe der so genannten Zerkleinerer in der Schwallstrecke, kann es zu einer drastischen Abnahme dieser Fresstypen kommen. Dieses Phänomen wurde von Moog (1992) in der Salzach beobachtet.

Die immer wiederkehrende Abflussfluktuation bewirkt laut Gislason (1985) außerdem ein Ausweichen des Makrozoobenthos in tiefere Gewässerabschnitte. In der Drau bei Sachsenburg weist Moog (1992) ein verstärktes Vorkommen euryöker Arten mit breiter biozönotischer Toleranz nach. Diese Verschiebung der ursprünglichen Drau -Fauna in Richtung der euryöken Arten kann als Hinweis starker biozönotischer Störungen gedeutet werden.

5.12 Vergleich unterschiedlicher Bewertungsmethoden an der Oberen Drau

Zusammenfassend indiziert die nationale zur Bewertung des ökologischen Zustandes implementierte Bewertungsmethode (Detaillierte MZB-Methode) aktuell keine Reaktion der Bodenfauna auf die Schwallbelastung, auch die orientierende Screening-Methode liefert keine Schwall relevanten, ökologisch plausiblen Ergebnisse.

Bezüglich der Längenzonalen Verteilung ist eine fast lehrbuchartige Abfolge von einem Epi-Metarhithral in der kanalisierten Drau (Stelle Nikolsdorf) zu einem Meta-Hyporhithral mit einem hohen Epipotamal-Anteil bei Rosenheim im Flussverlauf feststellbar. Die hohen Litoralanteile (Anteile uferbewohnender Arten) in Rosenheim werden durch lenitische Arten der Dipterenfauna (vornehmlich Chironomidae) hervorgerufen. Hinsichtlich dieses Parameters ist ein Schwalleinfluss, der meist mit einer Rhithralisierung einhergeht, nicht zu erkennen. Vielmehr spiegelt die Längenzonale Verteilung der Fauna die Aufweitungssituation und damit verbunden, die Existenz leitbildgemäßere Ruhigwasserzonen wider.

5.13 Zustand des Makrozoobenthos in ständig mit Wasser benetzten Habitaten

In der ständig wasserbenetzten Zone zeigt sich ein Ansteigen der Individuendichte/m² von August bis November, um dann im Winterhalbjahr wieder leicht abzunehmen (siehe Abb. 5.16).

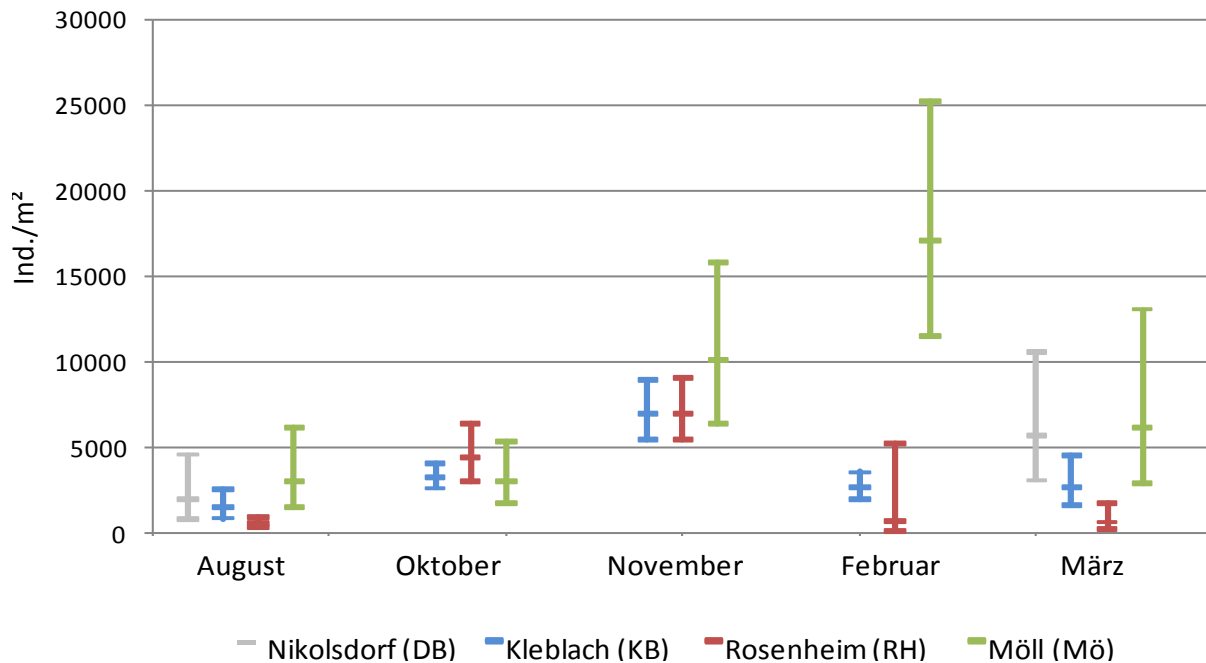


Abb. 5.16: Proben der Kasten-Sampler; Individuen/m²; Vertrauensgrenzen nach Elliott; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 6 Einzelproben pro Stelle

Die Biomasse hingegen steigt in schwallunbeeinflussten Stellen über den Winter hin stetig an und spiegelt das Wachstum der Organismen während der winterlichen Niederwasserphase wider (siehe Abb. 5.17).

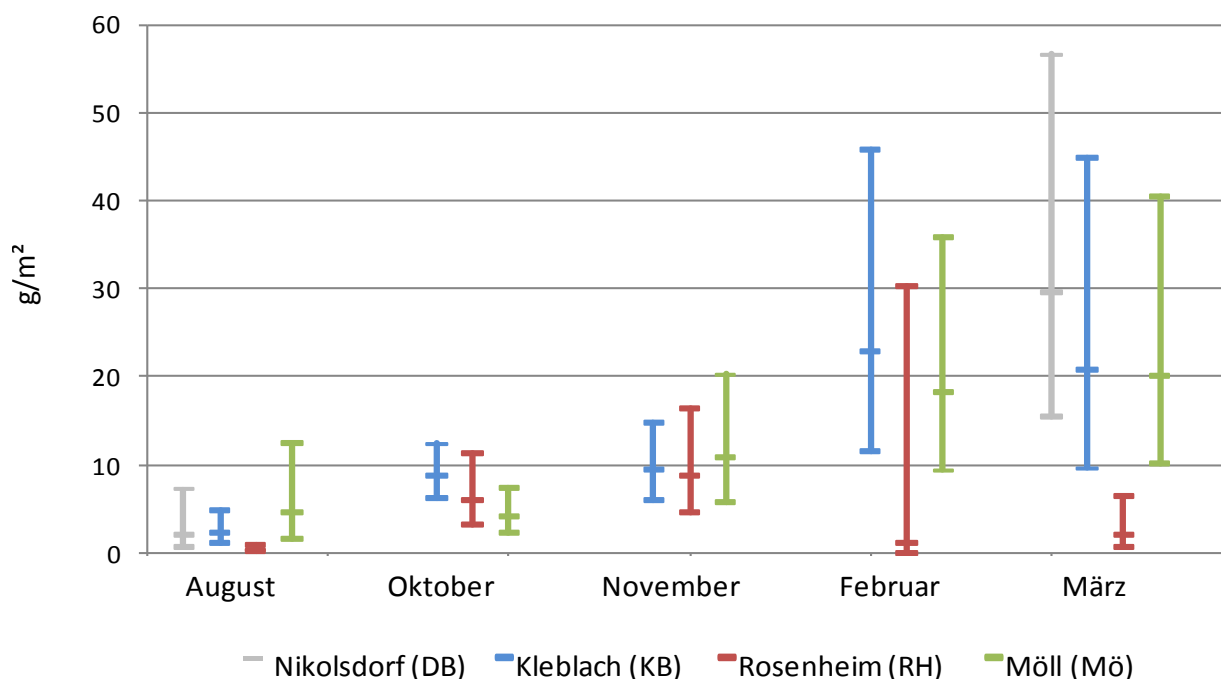


Abb. 5.17: Proben der Kasten-Sampler; Biomasse (g/m²); Vertrauensgrenzen nach Elliott; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 6 Einzelproben pro Stelle

Auffallend dabei ist das drastische Absinken der Biomasse im Februar und März in Rosenheim bei vergleichbarer Individuendichte. Dies geht naturgemäß mit einem vergleichsweise stark verringerten mittleren Individuengewicht in Rosenheim einher (siehe Abb. 5.18).

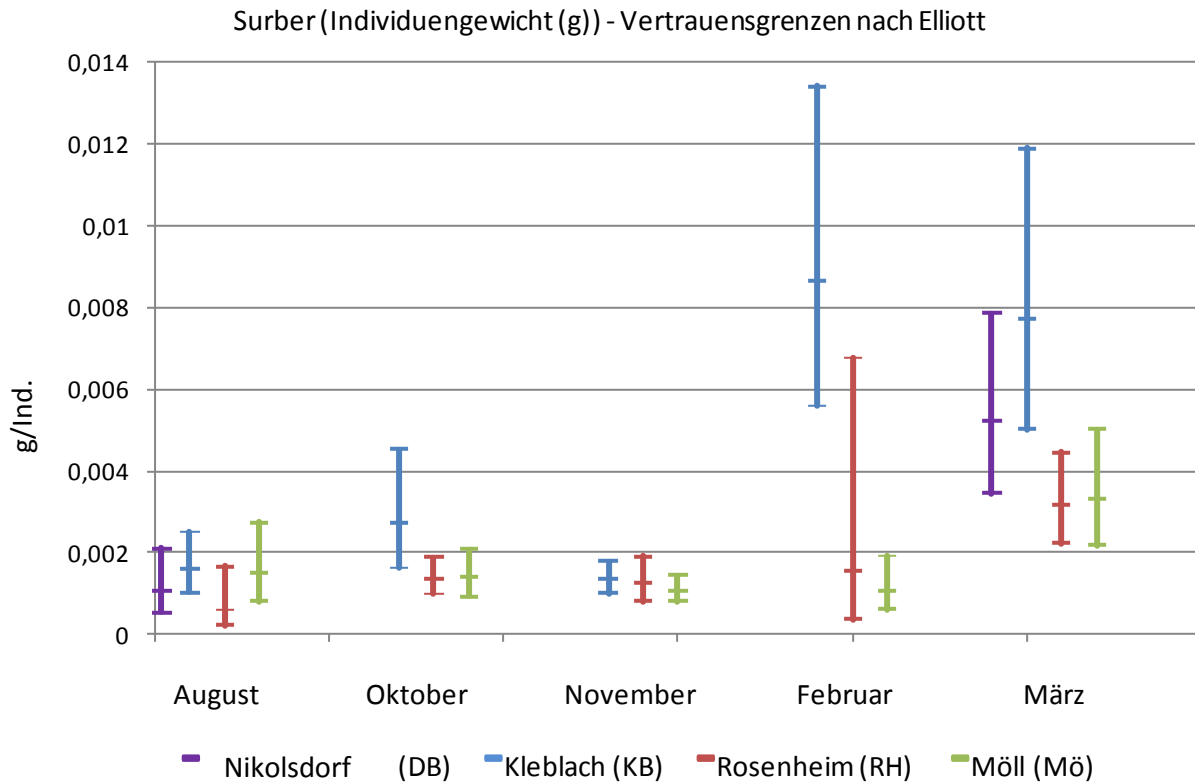


Abb. 5.18: Proben der Kasten-Sampler; Individuengewicht (g); Vertrauensgrenzen nach Elliott; 5 Termine (August 2009 bis März 2010), 6 Einzelproben pro Stelle

Die Berechnung des durchschnittlichen Individualgewichts zeigt für die Drau, mit Ausnahme des Termins im November 2009, signifikant höhere Werte in der Referenzstrecke Kleblach, wobei im Spätwinter an allen Untersuchungsstellen ein Anstieg zu verzeichnen ist. Das Individuengewicht in der Restwasserstrecke Möll ist mit dem der Schwallstrecke vergleichbar.

Anhand der Großgruppenverteilung der Kastensampler-Proben ist nach Zusammenschau aller Termine eine prozentuelle Zunahme an Dipteren in der Schwallstrecke erkennbar. Der höhere Anteil an vermeintlich kleineren Dipteren in der Schwallstrecke ist allerdings nicht ausschlaggebend für den tendenziellen Rückgang des Individuengewichts, da an den beiden Probeterminen im Spätwinter eine sehr ähnliche Großgruppenverteilung gegeben ist. Das bedeutet, dass große Tiere der sensiblen EPT-Gruppe von den Spiegelschwankungen negativ beeinflusst werden und durch juvenile Stadien ersetzt werden, die vermutlich durch Eindrift diese Bereiche kolonisieren.

Der Schwalleneinfluss ist auch durch die Abnahme der Individuendominanz jener Arten, die die Substratoberfläche besiedeln erkennbar. Taxa des Interstitials hingegen nehmen in Rosenheim gegenüber der Referenzstrecke prozentuell zu (siehe Abb. 4.58).

Ein zusätzlicher Faktor für die Beeinflussung des MZB im Schwallabschnitt dürfte auch ungewöhnlich hoher Feinsedimenteintrag sein (siehe Foto 5.7). Durch Stauraumspülungen des Ausgleichsspeichers Rottau gelangten Sand und Schlamm in den Abschnitt Rosenheim und sedimentieren dort ab (siehe Kapitel 5.18).

Das spiegelt sich auch anhand der Längenzonalen Verteilung der MHS-Proben wider, die eine Zunahme an Litoral- und Profundalfauna zeigt (siehe Abb. 5.17 und Abb. 5.18).

Ein „Rithralisierungseffekt“ wie von Moog (1992) an der Salzach beschrieben, tritt in diesem Fall aufgrund der Aufweitung nicht ein. Die versandeten Bereiche weisen nur einen geringen Algenaufwuchs auf und zumindest im März 2010 ist gegenüber der Referenzstelle Kleblach eine Abnahme an Weidegängern und eine Zunahme an aktiven Filtrierern erkennbar (siehe Abb. 4.43 und Abb. 4.44).

Auch für viele Interstitialbewohner stellt die stellenweise Kolmatierung des Kieslückenraumes eine Beeinträchtigung der Habitatqualität dar. Speziell große Individuen können dadurch in Richtung Flussmitte gedrängt werden.

Zusammengefasst bedeutet dies, dass die Invertebraten in ufernahen Habitaten, eine unzureichende Nahrungsbasis vorfinden; ein Ausweichen in uferfernere und somit stärker strömende, aber Nahrung offerierende Bereiche vielfach aber auch nicht möglich ist, weil die Tiere dann schwallbedingt einem zu großen hydraulischen Stress ausgesetzt sind.

Im Untersuchungsgebiet ist die gesamte Obere Drau im gegebenen Zustand als generell nahrungsarm zu bezeichnen (vgl. Dückelmann 2001).



Foto 5.7: Feinsedimentation im Schwallabschnitt Rosenheim; März 2010

5.14 Zustand des Makrozoobenthos in wechselfeuchten Zonen

Um die MZB-Besiedlung der bei Schwall benetzten Flächen zu dokumentieren, wurden auch in der temporär mit Wasser bespannten Zone quantitative Proben mittels Kastensamplern genommen. Dazu wurde im August 2011 eine flach überströmte Schotterbank bei Baldramsdorf nahe Spittal untersucht. Die diesbezüglichen Ergebnisse bzw. die methodische Details werden in einer Diplomarbeit (Ochsenhofer in praep.) dargestellt.

Zusammengefasst zeigt sich, dass in den wechselfeuchten Flächen nur verschwindend geringe Biomassen auftreten. Erst ab der Zone, die bei Basisabfluss ständig benetzt ist (je nach Gewässermorphologie zwischen 15 m und 17 m Abstand vom Ufer) und wo eine Besiedelung mit fließwassertypischen Algen (vor allem Diatomeen) auftritt, werden typspezifisch hohe Biomassewerte erreicht (siehe Abb. 5.19).

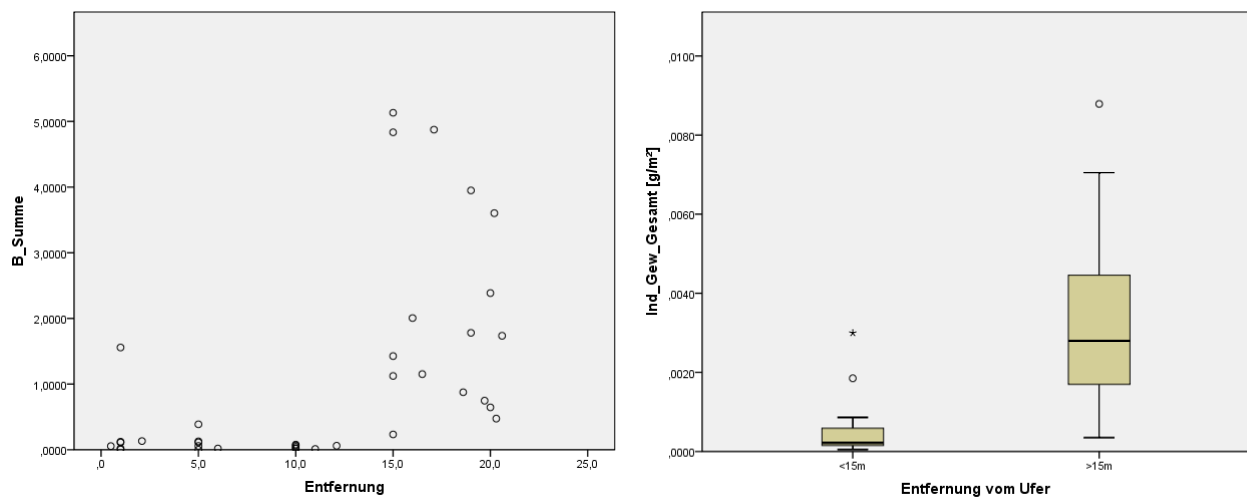


Abb. 5.19: Biomassen des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Entfernung der Uferlinie (links) und mittleres Individuengewicht in Abhängigkeit der Entfernung vom Ufer (rechts)

Die äußerst spärliche Besiedlung zeigt sich auch bei der Gegenüberstellung des mittleren Individuengewichtes in ufernahen (< 15 m Uferabstand) bzw. uferfernen Bereichen (> 15 m).

In der wechselfeuchten Fläche ist nur ca. ein Zehntel des mittleren Individuengewichtes der ständig überronnenen Habitate vorhanden. Das bedeutet, dass im wechselfeuchten Bereichen fast ausschließlich (verdriftete) Juvenilstadien der analysierten Faunengruppen auftreten (v. a. Diptera), während in der perennierenden Zone verschiedene Altersstadien leben. Stein- und Köcherfliegen fallen vollständig aus, aber auch Eintagsfliegen sind nur vereinzelt anzutreffen. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Moritz et al. (2001) am Inn.

Diese Erkenntnisse sind v.a. im Zusammenhang mit dem Jungfischauftreten bedeutsam. Die hydraulisch optimalen Habitate für Jungfische sind eben gerade jene flach überronnenen Schotterbänke, die aber aufgrund des schwachen Nahrungsangebotes im wechselfeuchten Bereich an Attraktivität einbüßen. Möglicherweise ist fehlendes Nahrungsangebot im bevorzugten Habitat nach dem Stranden eine weitere Ursache für verstärkte Mortalität und so für den Einbruch der Dichten im Herbst (vgl. Kapitel 5.7) mitverantwortlich.

5.15 Makrozoobenthische Drift

Anhand des 24-Stunden Driftzyklus an der Schwallstelle Rosenheim lässt sich eine signifikante Erhöhung der Dämmerungsdrift feststellen, jedoch ist während der Schwallphase an diesem Termin (November 2009) lediglich ein tendenzieller Drifтанstieg erkennbar (siehe Abb. 5.20).

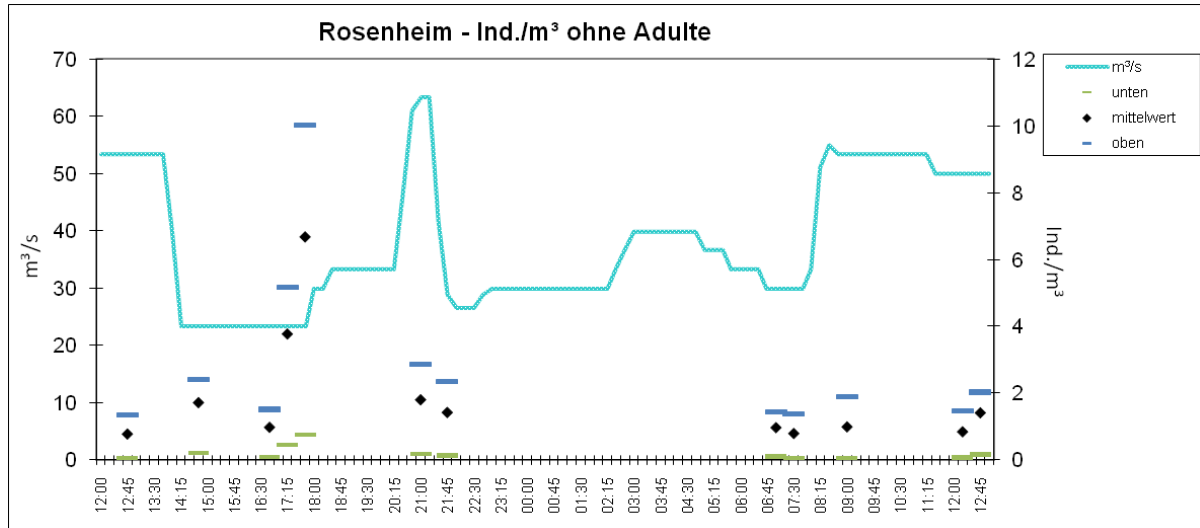


Abb. 5.20: Driftdichte, Individuen/m³ – Vertrauensgrenzen nach Elliott; aquatische MZB-Fauna; 12 Termine in 24 Stunden (25./26. November 2009), 12 Einzelproben pro Termin

Das Schwall-Sunk Verhältnis betrug an diesem Termin ca. 1:2. Die erwartete, durch Schwall ausgelöste Katastrophendrift konnte somit nicht belegt werden. Die Dokumentation der Dämmerungsdrift zeigt aber, dass methodisch korrekt vorgegangen wurde.

Beim Vergleich der Organismengruppenzusammensetzung der Drift zwischen Bereichen im bzw. außerhalb des Schwallbetriebs (siehe Abb. 5.21) ist zu erkennen, dass sich die Ergebnisse kaum unterscheiden, was für eine weitgehend idente Faunenzusammensetzung in den unterschiedlichen Bereichen spricht.

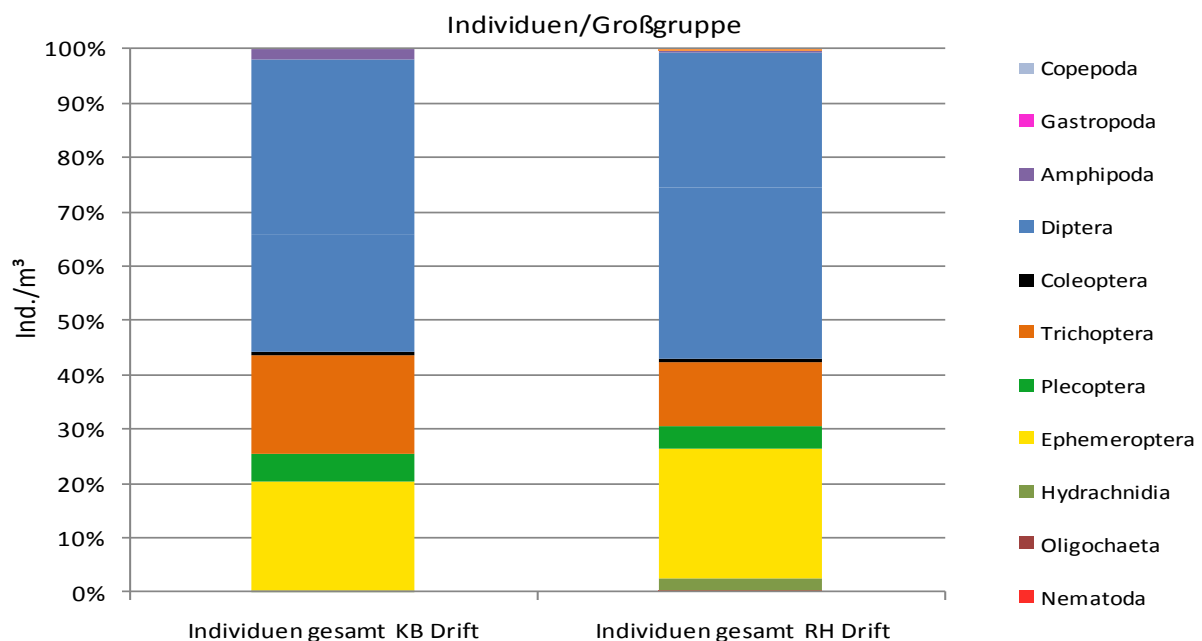


Abb. 5.21: Mittlere Individuendichte pro Großgruppe der Driftproben in Prozent; alle 5 Termine zusammengefasst

5.16 Nahrungsangebot und Fressverhalten juveniler Äschen

Hinsichtlich der Verfügbarkeit von Nahrung für juvenile Äschen wurde die Annahme, dass die Ausdünnung des Makrozoobenthos-Bestandes durch den Schwallbetrieb zu einem deutlich verringerten Nahrungsangebot für Fische führt, anhand der beobachteten Magenfüllungsgrade nicht bestätigt.

In der für Jungäschen schwierigen Jahreszeit (ab dem Spätherbst) sieht man zwar einen Rückgang der aufgenommenen Nahrungsmenge, dieser findet sich aber in beiden Untersuchungsstrecken, flussauf und flussab der Malta-Unterstufe (siehe Abb. 5.22). Im Februar kommt es in der Referenz flussauf Sachsenburgs zu einem gravierenden Einbruch beim Füllungsgrad, während in der Schwallstrecke durchwegs gut gefüllte Fische beobachtet wurden. Eine Erklärung für diesen Umstand konnte nicht gefunden werden.

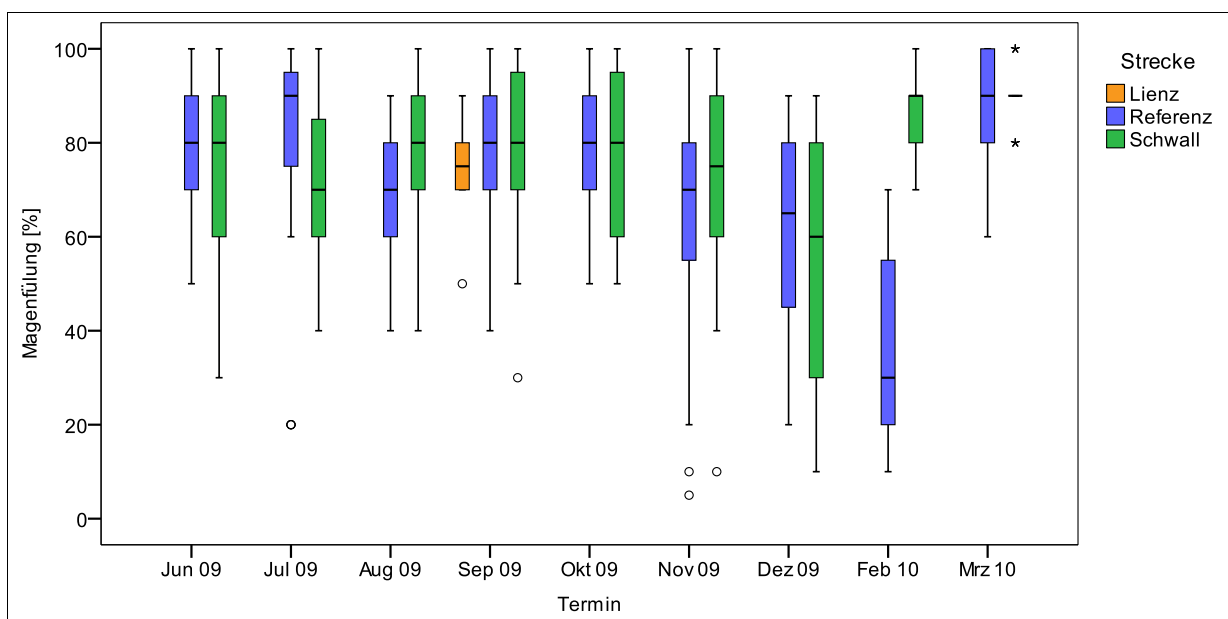


Abb. 5.22: Magenfüllung nach Untersuchungsstrecken und Beprobungsterminen

In den ersten Tagen und Wochen ihres Lebens besteht die Hauptnahrung der Äschen aus Chironomidenlarven und -puppen. Im Juli stellen bereits potentiell größere Beuteorganismen, in diesem Fall die Larven von Eintagsfliegen, die wichtigste Nahrungsquelle dar (siehe Kapitel 4.5.2). In weiterer Folge ändert sich das Nahrungsspektrum mit dem saisonalen Angebot (siehe Abb. 5.23).

Diese Ergebnisse stimmen mit Beobachtungen zahlreicher Autoren überein (Hellawell 1971, Sempeski et al. 1995, Sempeski & Gaudin 1996, Nagy 1980, Scott 1985, Dujmic 1997, Baars et al. 2001). Diese beschreiben einheitlich Larven und Puppen von Chironomiden bzw. wo vorhanden Plankton als Erstfutter. Mit der Fähigkeit größere Nahrungspartikel aufnehmen zu können, verschwindet diese Spezialisierung und je nach Untersuchungsgebiet werden unterschiedliche Nahrungskomponenten aufgenommen. Das dokumentierte Nahrungsspektrum reicht von Würmern über Krebse bis zu den verschiedenen Insektenordnungen und hängt vom jeweiligen Angebot ab.

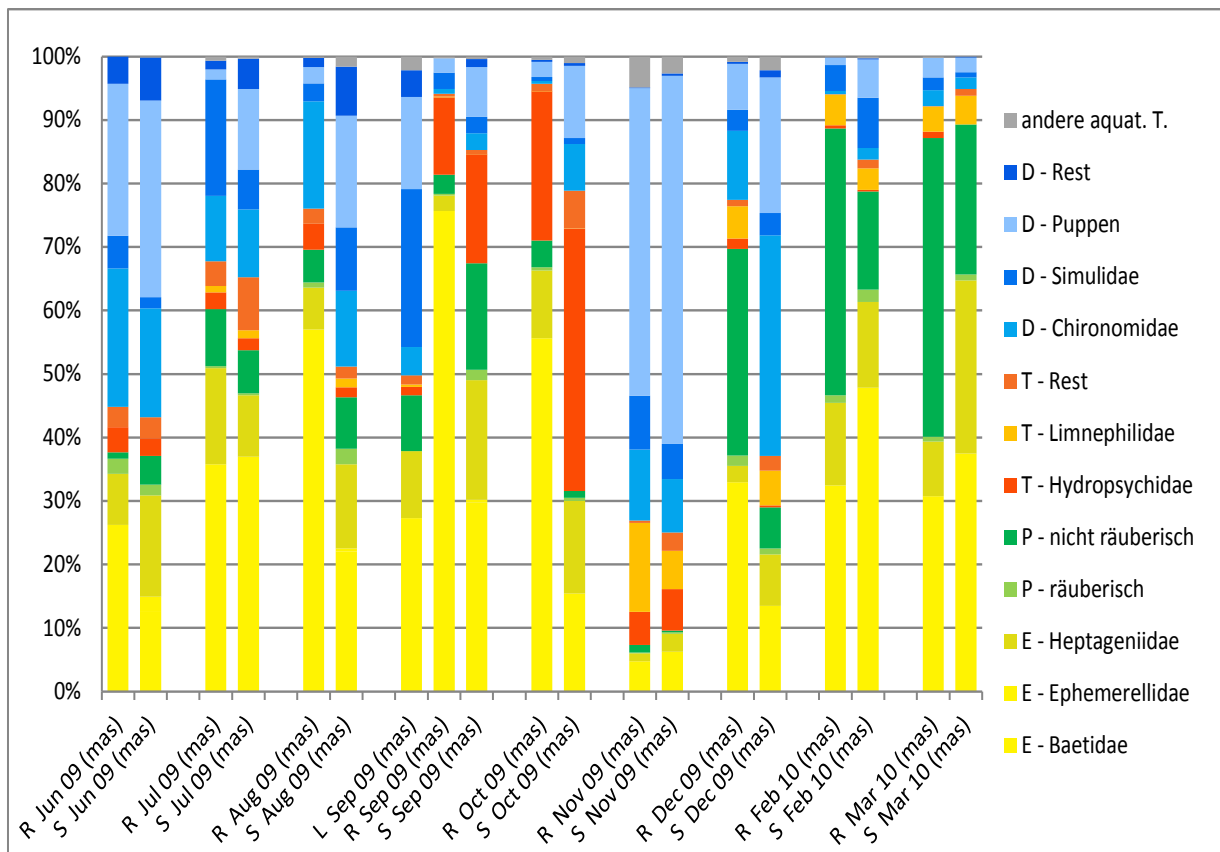


Abb. 5.23: Nahrungverteilung nach relevanten Familien - gravimetrisch

Zwei Faktoren scheinen die Nutzbarkeit von Organismen als Beute zu bestimmen:

Zum einen die anatomische Fähigkeit der Jungfische, eine Beute konsumieren zu können. Dabei stellt v. a. die Größe der Beute einen limitierenden Faktor dar. Auch die Form sowie das Vorhandensein von Köchern oder Schalen können eine Rolle spielen.

Zum anderen tendieren juvenile Äschen dazu, Beuteorganismen aus der Drift bzw. von der Oberfläche der Gewässersohle aufzunehmen, wobei sich klar zeigt, dass an der Drau Driftnahrung bevorzugt wird. Vergleicht man nämlich die Driftproben der Makrozoobenthosuntersuchungen mit den Nahrungsanalysen der juvenilen Äschen, ist eine hohe Übereinstimmung anhand des Ähnlichkeitsindex nach Renkonen (Mühlberg 1993) feststellbar (siehe Tab. 5.1).

Tab. 5.1: Ähnlichkeitsindex nach Renkonen; auf Großgruppenniveau berechnet, alle 5 Termine zusammengefasst

	Referenz	Schwall
Renkonen'sche Zahl - Drift/Fischmägen	93,9	92,1
Renkonen'sche Zahl - Benthos/Fischmägen	74,4	74,9

Der ermittelte Index von Drift und Fischmägen ist deutlich höher als jener zwischen Benthos und den Mageninhalten. Eine Renkonenzahl von 100 würde völlige Übereinstimmung zeigen, der an der Drau festgestellte Wert (93,3) zeigt sehr deutlich, dass die Äschen tatsächlich konsumieren, was die Drift bereitstellt.

Zusammengefasst kann aus den Nahrungsanalysen gefolgert werden, dass keine schwallbedingten Nahrungsempässe feststellbar sind und die Jungäschen opportunistisches Fressverhalten zeigen. Im Laufe ihrer Entwicklung werden zunächst verfügbare kleine Nahrungspartikel aufgenommen, im Falle der Drau sind das in erster Linie Zuckmücken (Chironomiden). Mit zunehmender Größe werden immer größere Makrozoobenthostiere gefressen, die wiederum in erster Linie aus der Drift, aber auch vom oberflächlichen Sohlsubstrat gesammelt werden, ohne feststellbare Präferenz für eine bestimmte Organismengruppe.

5.17 Energetischer Zustand juveniler Äschen

Zur Prüfung von Hypothese 4, dass es zwischen Spätherbst und Frühling zu Energiedefiziten in durch Schwallbeeinflussten Bereichen kommt, die über die Wintermonate zu erhöhter Mortalität führen, war es erforderlich, den energetischen Status der Jungäschen im jahreszeitlichen Verlauf zu untersuchen bzw. zu beurteilen. Dazu wurden in den Monaten August 2009 bis April 2010 (8 Monate) monatlich aus den beiden unterschiedenen Abschnitten je 20 Jungäschen (0+) entnommen und untersucht. Die Äschen wurden gemessen, gewogen und zur weiteren Bearbeitung mitgenommen. Im Labor wurde der Mageninhalt analysiert und der Fettgehalt der Jungäschen ermittelt.

Die Fettanalysen ergaben ganz global keine signifikanten Unterschiede zwischen dem Schwallabschnitt und den Bereichen flussauf Sachsenburg.

Vielmehr zeigte sich, entgegen der Hypothese, dass im September und Oktober 2009 die Gesamtfettkonzentrationen von Äschen im Schwallgebiet signifikant höher waren als jene flussauf davon. Während der Wintermonate waren die Gesamtfettkonzentrationen statistisch nicht unterschiedlich. Die höheren Gesamtfettkonzentrationen von Äschen flussab der Malta Unterstufe zeigen, dass höhere Mortalität von Äschen im Schwall der Malta Unterstufe nicht durch Mangel an Gesamtenergie zu erklären ist, d.h. die gespeicherte Winterenergie (Gesamtfettkonzentrationen) ist für die erhöhte Mortalität flussab der Schwalleinleitung nicht ausschlaggebend.

Nachdem auch alle essentiellen mehrfach ungesättigten Fettsäuren in beiden Abschnitten annähernd gleich waren - diese werden den Fischen über die Nahrung zugeführt - kann geschlossen werden, dass auch die Nahrung in beiden Abschnitten gleich hohe Fettqualität besitzt. Allerdings muss angemerkt werden, dass Fettanalysen von Äschen aus einem durch Schwall unbelasteten Gewässer bislang fehlen und es nicht auszuschließen ist, dass der Fettgehalt der untersuchten Fische auch durch den Schwall des Kraftwerk Strassen-Amlach negativ beeinflusst wird und deshalb keine Unterschiede im Längsverlauf feststellbar sind.

5.18 Einfluss von Stauraumpülungen des Ausgleichsspeichers Rottau

Die Studie an der Oberen Drau wurde durchgeführt, um den Einfluss von Schwallbetrieb auf die aktuell niedrigen Fischbestände möglichst detailliert zu untersuchen. Der Ausgleichsspeicher Rottau, von dem aus das Triebwasser der Malta Unterstufe ins Drautal übergeleitet wird, hat zwar unmittelbar nichts dem Schwallbetrieb des Kraftwerkes zu tun, ist aber ein wesentlicher „Anlagenteil“, um den Schwallbetrieb zu ermöglichen. Flussab des Speichers ist die Möll bis zur Mündung in die Drau eine konstant mit ca. 5 m³/s dotierte Restwasserstrecke.

Der Speicher Rottau soll prinzipiell jährlich durch Spülung entlandet werden, wobei seit 1978 immer wieder längere Perioden auftreten, die aufgrund ausbleibender Hochwässer eine jährliche Spülung verhindern. Beispielsweise wurde der Speicher zwischen 1981 und 1986 nicht gespült. Im Untersuchungsjahr 2009 (Juni) wurde eine entsprechende Spülung durchgeführt, die letzte Entlandung davor erfolgte im Jahr 2005 (Oktober). Zwischen den beiden Spülungen liegen also ca. 3,5 Jahre, in denen es zur Retention großer Feinsedimentmengen im Ausgleichsspeicher Rottau gekommen ist.



Foto 5.8: Feinsedimentablagerungen auf der rechtsufrigen Schotterbank in der Maßnahme Rosenheim (links) Linksufrige Schotterbank der Maßnahme Sachsenburg direkt flussauf der Schwalleinleitung (rechts)

Wie in Foto 5.8 (Schotterbank flussauf der Malta Unterstufe) augenscheinlich, hat die Spülung, die bereits im Juni erfolgte, zu erheblicher Kolmation durch Feinsediment im Bereich der Maßnahme Rosenheim geführt.

Selbst die erhöhte Wasserführung der Drau während des Sommers konnte die angelandeten Feinsedimente nicht abspülen. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass das Interstitial auch im Winter bzw. v. a. Frühjahr 2010 verstopft geblieben ist. Eine erfolgreiche Reproduktion der vorkommenden Arten auf derart degradierten Schotterbänken ist freilich nicht oder nur sehr eingeschränkt möglich, womit die Stauraumpülung im Bereich Möllmündung bis Spittal auch in der Drau jedenfalls mittelfristige Schäden verursacht hat.

Ob die Spülung auch unmittelbar für ein Fischsterben in der Drau verantwortlich war, ist nicht bekannt, allerdings kann Mortalität bei Jungfischstadien aufgrund der kurzfristig stark erhöhten Trübefracht nicht ausgeschlossen werden.

Die Folgen für die Fischnährtiere wurden bereits weiter oben beschrieben (siehe Kapitel 5.11).

Für die betroffene Restwasserstrecke der Möll zwischen der Rottau und Möllbrücke ist ein Biomasseausfall von ca. 90% belegt, der Fischbestand der Möll wurde durch die Spülung 2009 massiv geschädigt (Holzer et al. 2010) und konnte sich bis dato nicht vollständig erholen (Pinter & Unfer 2012). Auf die Spülung des Ausgleichsspeichers Rottau bzw. die grundsätzlich damit verbundene Problematik im betroffenen Einzugsgebiet wird weiter unten nochmals eingegangen.

5.19 Situation der Möll flussauf der Möll-Malta Kraftwerksgruppe

Die Möll wurde als zusätzliches Untersuchungs-gewässer in die vorliegende Studie mit aufgenommen. Dies schien vor allem deshalb sinnvoll, da auch der Drauabschnitt flussauf der Malta Unterstufe durch Schwall des Kraftwerks Stassen-Amlach auf Osttiroler Landesgebiet belastet ist und die Obere Drau somit keinen schwallfreien Referenzabschnitt bietet.

Es war geplant, in der Möll Jungfischdaten im Bereich von Stall (Referenz ohne Schwall) bzw. flussab des Schwalleinstoßes bei Fragant zu erheben, um dort einen echten Vergleich von Schwall- und unbeeinflussten Möllabschnitten zu generieren.

Leider zeigte sich im Zuge der Befischungen, dass der durch die Kraftwerksgruppe Fragant der Kelag beschwallte Möllabschnitt zwischen Flattach und Obervellach derart schwer geschädigt ist, dass kein erfolgreiches, eigenständiges Aufkommen juveniler Äsche möglich ist. Bereits am zweiten Befischungstermin konnten so gut wie keine Jungäschen nachgewiesen werden, lediglich einzelne Individuen, die jedoch zweifelsfrei aus Besatzmaßnahmen stammten, wurden nachgewiesen (siehe Kapitel 4.2.4.1). Folglich musste die Datenerhebung in der Möll eingestellt werden.

5.20 Einfluss von Schwallbetrieb auf die Fischbestände im Gesamtuntersuchungsgebiet

Die Obere Drau ist flussab von Sachsenburg seit Inbetriebnahme des Kraftwerks Malta Unterstufe (1978) durch Schwallbetrieb geprägt. Im Jahr 1989 wurde das Kraftwerk Strassen-Amlach in Osttirol eröffnet, das die flussauf von Sachsenburg liegenden Draubereiche mit Schwall belastet, allerdings in weit geringerem Ausmaß (siehe Kapitel 2.1.3).

Erste quantitative fischökologische Daten datieren auch aus 1989, diese wurden im Rahmen der RUVF Obere Drau aufgenommen, als weitere Kraftwerke im Drautal projektiert werden sollten (Jungwirth et al. 1990). Seitdem wurden mehrere Fischbestandsaufnahmen an der Drau durchgeführt (Muhar et al. 2000, Unfer et al. 2004, Unfer et al. 2011), die einen gravierenden Einbruch der Fischbestände seit der ersten Datenaufnahme (1989) belegen.

In Abb. 5.9 ist die Entwicklung der Bestände an adulten Äschen (Ind./ha) für die gesamte Obere Drau dargestellt und es ist ersichtlich, dass der aktuelle Bestand (2010) dieser wesentlichsten Fischart der Oberen Drau lediglich ca. 10% des ehemaligen Bestandes (1989) ausmacht (Standhartinger in praep.). Ein Hektar entspricht an der Drau etwas mehr als 200 m Uferlinie. Waren Ende der 1980er Jahre auf 100 m Drau also ca. 130 adulte Äschen zu finden, sind es aktuell ca. 10 Individuen.

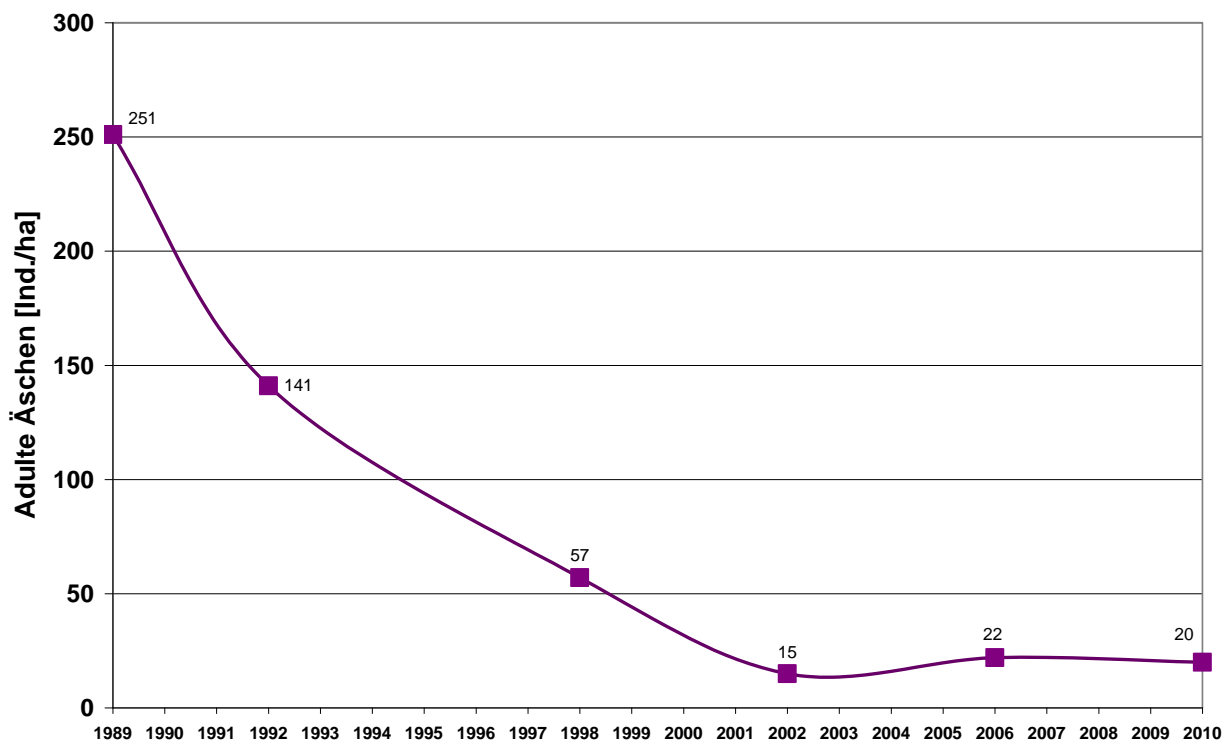


Foto 5.9: Bestand an adulten Äschen pro Hektar für die gesamte Obere Drau zwischen Oberdrauburg und Spittal.

In der vorliegenden Studie wurde versucht, einen Zusammenhang zwischen Schwallbetrieb und den Bestandseinbruch der Äsche herzustellen und die ausschlaggebenden Faktoren für einen solchen Zusammenhang zu finden.

Im Abschnitt flussab Sachsenburg, der durch den Schwallbetrieb der Malta Unterstufe belastet wird, wurde mit dem oben beschriebenen Strandungsphänomenen eine unmittelbar mit dem Betrieb des Kraftwerks in Zusammenhang stehende Problematik detektiert, die wesentliche Auswirkungen auf das Aufkommen von Jungfischstadien hat. Flussauf von Sachsenburg sind größere Strandungsschäden in der ersten Entwicklungsphase der Äsche (April bis Juli) aber auszuschließen, da auch durch Aufnahmen vor Ort beobachtet wurde, dass der Schwall des KW Strassen-Amlach in dieser Zeit keine nennenswerten Pegeländerungen, die zu Strandungen führen können, verursacht.

Obwohl nach wie vor nicht ausgeschlossen werden kann, dass der Schwall des KW Strassen-Amlach für den Einbruch der Fischbestände flussauf Sachsenburgs mitverantwortlich ist, liefern die aktuellen Daten keine kausalen Zusammenhänge zwischen dem Schwall von Strassen-Amlach und den niedrigen Fischbeständen der Oberen Drau. In diesem Zusammenhang ungeklärt bleiben aber v. a. potentielle Strandungsschäden im Herbst/Winter, wenn die Pegelschwankungen auch flussauf von Sachsenburg erheblich werden (siehe Foto 5.10) sowie mögliche, damit in Zusammenhang stehende negative energetische Konsequenzen für die Äschen (Futtermangel in den wechselfeuchten Zonen).



Foto 5.10: Schotterbank bei Steinfeld im November. Der Pfeil markiert den bei Sunk trockengefallenen Uferstreifen.

Zur Abklärung möglicher Strandungsschäden im Winterhalbjahr wird an dieser Stelle auf die laufende Studie (Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – ökologische Folgen und Sanierungs-

möglichkeiten) verwiesen, in deren Rahmen die Strandungsproblematik detailliert unter laborähnlichen Bedingungen untersucht wird.

Die vorliegende Studie zeigt jedenfalls sehr deutlich, dass es ein klarer Gradient hinsichtlich Schwall-Sunkverhältnis und den fischökologischen Folgen der Schwallbelastung existiert.

Während keine klaren Aussagen zu den Auswirkungen des KW Strassen-Amlach gemacht werden können, wurde mit dem Stranden juveniler Stadien ein wesentlicher Einflussfaktor der Malta-Unterstufe detektiert. Im größten Schwall im Untersuchungsgebiet, in der Möll, sind die negativen Folgen für die Äschen offensichtlich derart schwerwiegend, dass ab dem Sommer keine natürlich produzierten Jungäschen gefunden werden konnten.

6 Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen im Einflussbereich der Malta Kraftwerksgruppe des Verbund

Hinsichtlich möglicher Maßnahmen zur Milderung von Schäden am Fischbestand der Drau in Zusammenhang mit dem Schwallbetrieb des Kraftwerks Malta Unterstufe lassen sich im Wesentlichen drei Maßnahmenkomplexe ableiten:

1. Anpassungen der Betriebsweise der Malta Unterstufe, mit dem Ziel Strandungsschäden zu reduzieren.
2. Maßnahmen im Möll-Unterlauf. Dazu zählen die ökologische Optimierung des Spül- und Geschiebemangements des Ausgleichspeichers Rottau sowie ein an die individuelle Situation angepasstes fischökologisches/fischereiwirtschaftliches Management.
3. Lebensraumverbessernde Maßnahmen in der Drau zwischen Möllbrücke/Sachsenburg und der Stauwurzel des KW Paternion.

6.1 Anpassung der Betriebsweise des Kraftwerkes zur Vermeidung bzw. Milderung von Strandungsschäden

Das Stranden von Jungfischen in frühen Stadien wurde als wesentlichste, unmittelbare Auswirkung des Schwallbetriebes der Malta Unterstufe identifiziert. Sunk ist ein unvermeidlicher Betriebszustand bei Schwallbetrieb. Die Art und Weise wie zwischen den Betriebszuständen gewechselt wird, kann durch Anpassungen der Betriebssteuerung jedenfalls optimiert werden. Dass vor allem die Geschwindigkeit des Wechsels zwischen Schwall und Sunk einen wesentlichen Einfluss auf das Strandungsrisiko hat, zeigen folgende Auswertungen.

Zur Analyse quantitativer Befischungen an der Oberen Drau konnten insgesamt sechs Aufnahmen herangezogen werden, bei denen die Fangzahlen flussauf bzw. flussab des Kraftwerks unterschieden wurden.

Dabei ist aufgefallen, dass die Jungfischzahlen flussauf bzw. flussab der Malta Unterstufe stark variieren, wobei in einigen Untersuchungsjahren flussauf deutlich mehr Jungäschen auftreten (2002, 1998, 2006) als flussab. In einigen Jahren (2009, 2010) wurden im Schwall beeinflussten Bereich aber annähernd gleich viele Jungäschen gefangen. Aus den absoluten (realen) Fangzahlen flussauf bzw. flussab wurde ein Verhältnis errechnet (siehe Tab. 6.1).

Dies ist zulässig, nachdem der Befischungsaufwand in beiden Abschnitten bei allen Befischungen jeweils annähernd gleich hoch war. Die aktuelle Befischung der Oberen Drau im November 2011 wurde unter anderem dazu durchgeführt, um unten beschriebene Zusammenhänge, die bereits 2010 gefunden wurden, durch eine weitere Aufnahme zu ergänzen bzw. abzusichern.

Tab. 6.1: Verhältnis der Jungäschen im schwallbeeinflussten Abschnitt zum zum nicht schwallbeeinflussten Abschnitt und die Anzahl der Sunkevents in den Untersuchungsjahren

Untersuchungsjahr	Verhältnis	Anzahl von Sunkevents zwischen Mai und Juli			
		alle Sunkevents	$\geq 10\text{m}^3/\text{s}/15\text{min.}$	$\geq 15\text{m}^3/\text{s}/15\text{min.}$	$\geq 20\text{m}^3/\text{s}/15\text{min.}$
1998	3,7	248	205	108	21
2002	9,9	222	190	125	51
2006	3,0	213	171	94	36
2009	1,0	200	143	70	32
2010	1,6	168	137	74	32
2011	2,2	140	250	79	28

Die Verhältniszahl von Jungäschen flussauf bzw. flussab der Malta-Unterstufe wurde mit der Anzahl von Sunkereignissen zwischen Mai und Juli der entsprechenden Jahre (siehe Tab. 6.1) korreliert und es zeigte sich, in Abhängigkeit der Abstiegsgeschwindigkeit der Sunkereignisse, ein klarer Zusammenhang zwischen der Anzahl von Sunkereignissen bei denen der Turbinenbetrieb innerhalb von 15 Minuten um $15\text{ m}^3/\text{s}$ reduziert wurde und den beschriebenen Verhältniszahlen (siehe Abb. 6.1).

Bei Sunkereignissen mit rascheren Wasserstandsrückgängen ($\geq 20\text{ m}^3/\text{s}/15\text{min}$) bzw. langsameren Zurückfahren der Turbinen sinkt der Erklärungswert des Modells deutlich (siehe Abb. 6.2 und Abb. 6.3).

Hinsichtlich des Betrachtungszeitraumes wurden verschiedene weitere Analysen durchgeführt. Korrelationen zwischen Jungfischzahlen und den Sunkereignissen einzelner Monate sowie Erweiterungen des Betrachtungszeitraumes erbrachten jedoch keine weiteren verwertbaren Ergebnisse.

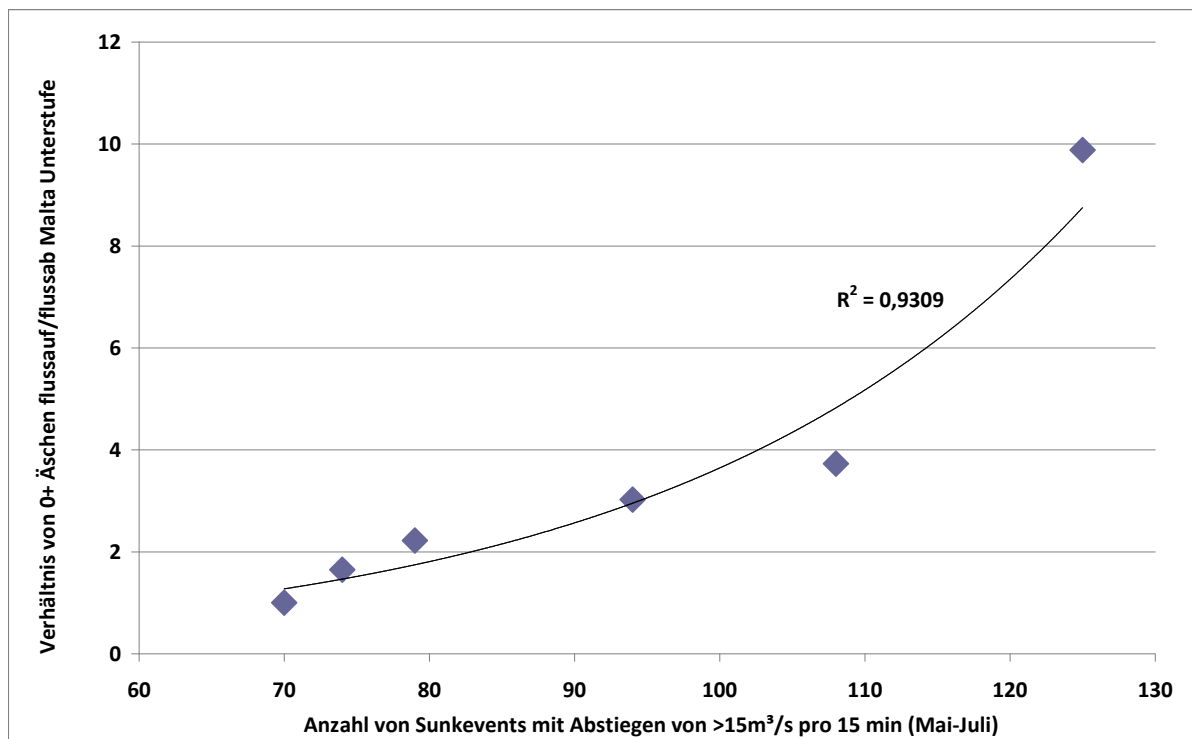


Abb. 6.1: Korrelation des Verhältnisses der Äschen flussauf/flussab der Malta-Unterstufe und der Anzahl der Sunkevents mit einer Abflussmengen $> 15\text{ m}^3/\text{s}$.

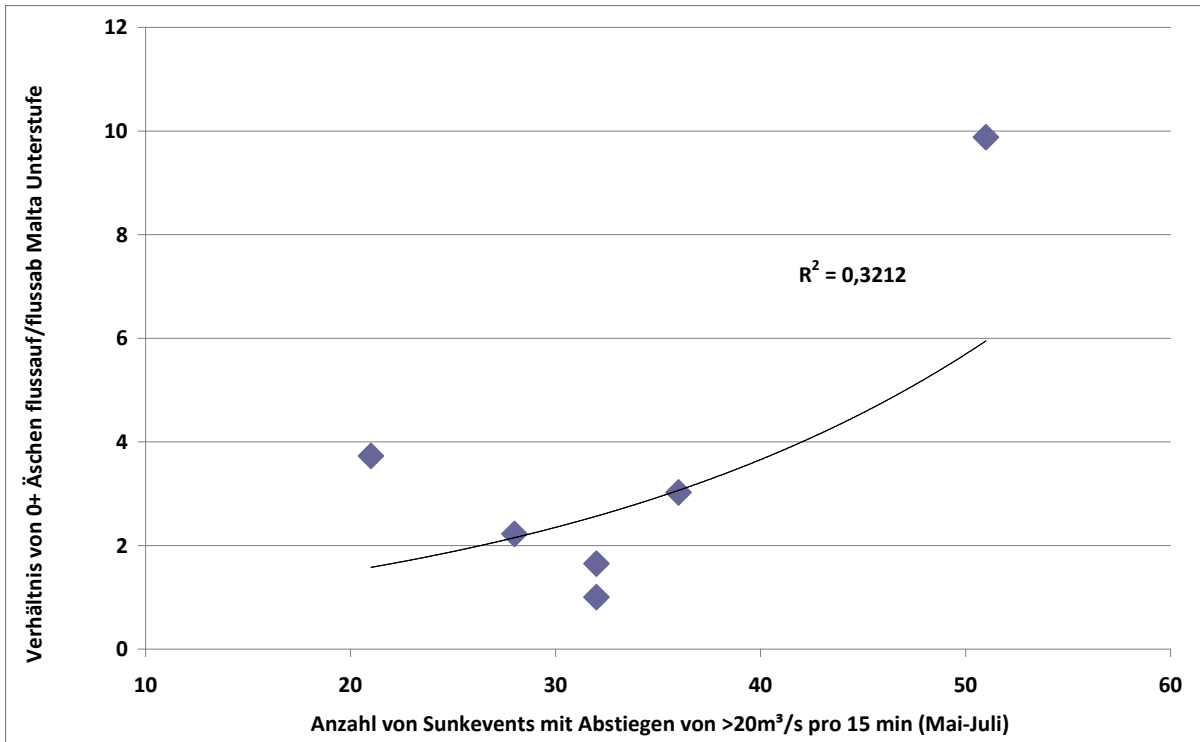


Abb. 6.2: Korrelation des Verhältnisses der Äschen flussauf/flussab der Malta-Unterstufe und der Anzahl der Sunkevents mit einer Abflussmengen > 20 m³/s.

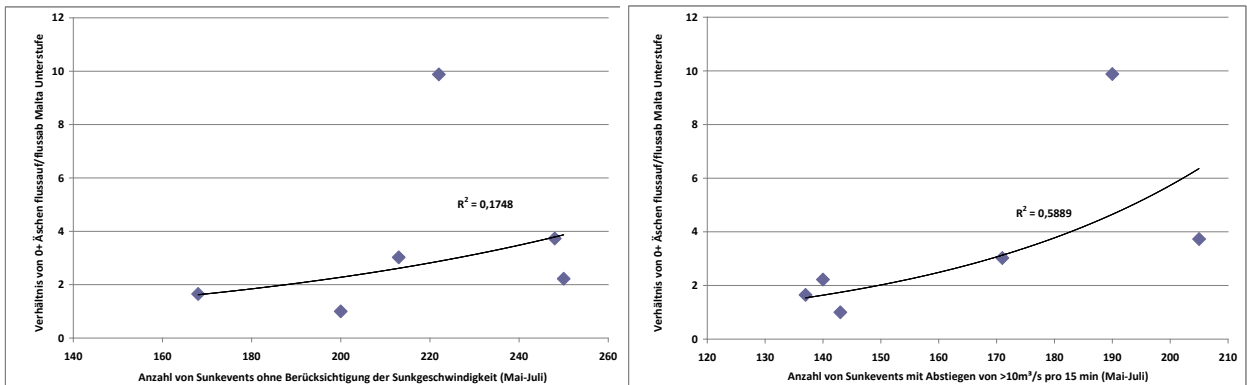


Abb. 6.3: Korrelation des Verhältnisses der Äschen flussauf/flussab der Malta-Unterstufe und der Anzahl der Sunkevents ohne Berücksichtigung der Sunkgeschwindigkeit (links) bzw. der Anzahl der Sunkevents mit Abflussmengen > 10 m³/s (rechts)

Aus den Erklärungswerten der oben beschriebenen Korrelationen, die mit der Sunkgeschwindigkeit in Beziehung gesetzt werden, ergibt sich eine schematische Kurve, die bei einem Sunk von 15 m³/s in 15 min. ihr Maximum hat (siehe Abb. 6.4). Gehen der Abfluss und damit der Wasserstand schneller zurück (20 m³/s/15 min.), werden Sunkereignisse mit geringeren Sunkraten ausgeklammert, die aber bereits einen wesentlichen Einfluss auf die Strandung zu haben scheinen; bei langsameren Zurückfahren der Turbinen, reduziert sich der Erklärungswert kontinuierlich.

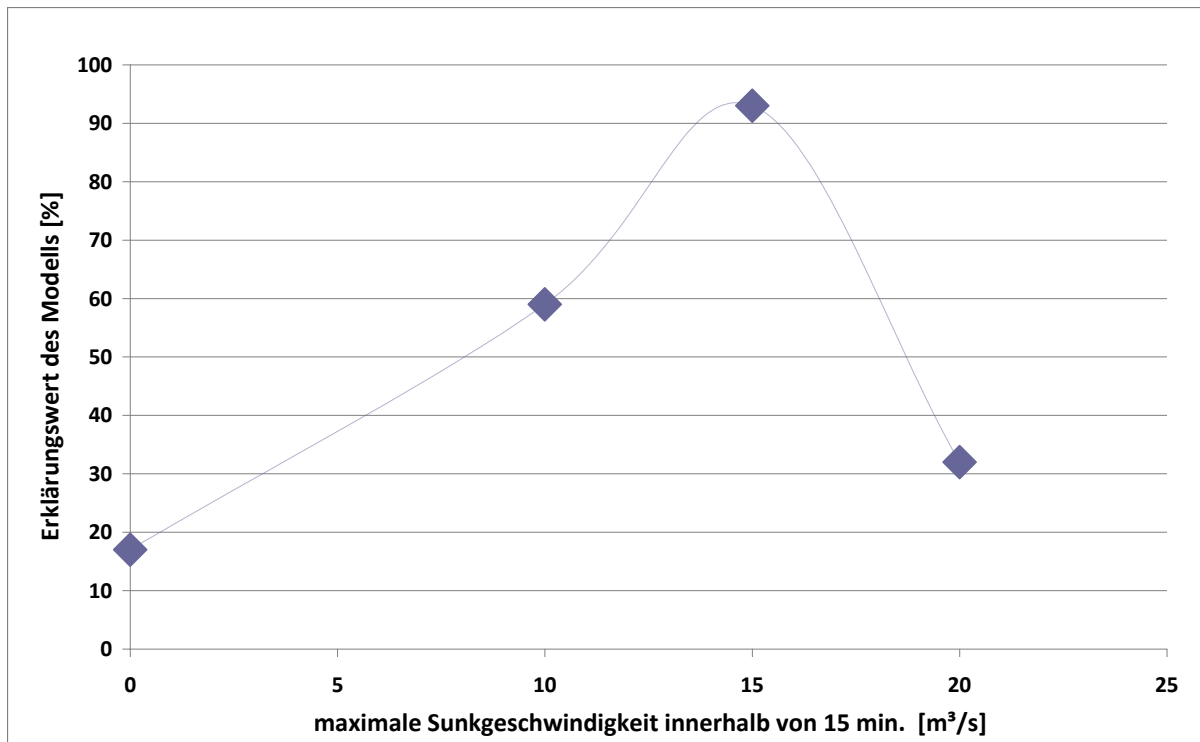


Abb. 6.4: Erklärungswert des Modells bei unterschiedlichen Sunkgeschwindigkeiten

Daraus ist ersichtlich, dass es im Sinne einer Reduktion der Strandungsschäden im Falle der Oberen Drau, bei gegebener Gerinnemorphologie darum gehen muss, die maximalen Sunkraten in einem Zeitintervall von 15 min unter 15 m³/s bzw. 10 m³/s zu reduzieren.

Wie oben beschrieben ist das Strandungsrisiko eine Funktion aus Gerinnemorphologie (Substratgröße, Uferneigung) und der Zeitspanne zwischen Schwall- und Sunkabfluss. Nachdem die morphologischen Rahmenbedingungen konstant sind, muss folglich die Sunkgeschwindigkeit derart angepasst werden, sodass die am Ufer lebenden Jungfische die Möglichkeit haben, dem fallenden Wasser zu folgen bzw. sollte es möglich sein, die Strandungsraten deutlich zu reduzieren.

Zur detaillierten Abklärung der physiologischen Möglichkeiten der Jungäschen bzw. ab welchen Sunkgeschwindigkeiten Strandungen weitgehend verhindert werden können, laufen aktuell Versuchsreihen im Rahmen des Projekts Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Auf Basis dieser Versuche unter labornahen Bedingungen werden konkrete Regeln ableitbar. Die obige Analyse liefert für die Drau aber bereits relativ verlässliche Richtwerte.

Ein möglichst langsames Zurückfahren der Turbinen wird die Strandungsschäden im Frühjahr deutlich reduzieren oder gar verhindern, ist aber grundsätzlich während des gesamten Jahres angezeigt, da so auch potentielle Schäden durch Strandungen älterer Individuen in der Herbst- bzw. Wintersituation bzw. zur Laich- und Inkubationsperiode der Bachforelle reduziert werden können.

6.2 Maßnahmen zur Reaktivierung der Unteren Möll als Äschenlebensraum

Die Möll und Drau waren historisch zusammenhängende, frei durchwanderbare Fließgewässer, deren Äschenpopulationen frei kommunizieren konnten bzw. einer gemeinsamen Metapopulation angehörten. Durch die Errichtung des Ausgleichspeichers Rottau wurde eine bis dato unüberwindbare Kontinuumsunterbrechung geschaffen, die Wanderungen von der Drau in flussauf liegende Möllbereiche endgültig unterbunden hat. Neben der Etablierung dieser Zäsur, ist die Möll seit Inbetriebnahme der Malta Unterstufe zwischen dem Wehr Rottau und der Mündung in die Drau eine Restwasserstrecke mit konstanter Dotation.

Regelmäßig wiederkehrende Spülungen des Speichers verursachen unmittelbare fisch- und benthosökologische Schäden. Auch der Geschiebetrieb und die daraus resultierende Korngrößenverteilung der Bettsedimente in der Restwasserstrecke sind schwer gestört. In der Restwassersituation fehlt dem Gewässer jegliche natürliche Umlagerungsdynamik, im Falle von Spülungen wird jedoch feinkörniges Substrat bis hin zu Schotterfraktionen aus der Möll in die Drau ausgetragen. Eine Folge davon ist, dass der Unteren Möll für Salmoniden geeignete Laichsubstrate weitgehend fehlen und v. a. eine Reproduktion der Äsche weitgehend verhindert wurde und wird. In der Drau selbst sedimentieren die ausgespülten Feinsedimentmengen in Aufweitungsbereichen ab und führen zu Kolmation der Schotterstrukturen bzw. des Intersitials (siehe Kapitel 5.18).

Der aktuell aus diesem Eingriffskomplex resultierende schlechte fischökologische Zustand der Möll kann durch entsprechende Managementmaßnahmen wesentlich verbessert werden. Ziel muss es sein, den Möll-Unterlauf als geeigneten Lebensraum für die Äsche zu reaktivieren. Wenn dies gelingt und die Äsche in der Restwasserstrecke wieder über geeignete Lebensräume für alle Lebensstadien verfügt, ist auch für den schwallbeeinflussten Bereich der Drau eine wesentliche Verbesserung zu prognostizieren. Dann können adulte Äschen aus der Drau wieder in die Möll einwandern und dort reproduzieren. Restwassersituationen, wie in der Unteren Möll, sind für ein Heranwachsen juveniler Äschen von der Larve bis zum Adultfisch durchaus gut geeignet. Durch die leichte Temperaturerhöhung im Restwasser wird auch die Produktivität des Restwasserabschnitts erhöht und die Verfügbarkeit an Fischnährtieren für alle Altersstadien der Äsche steigt. Hinsichtlich der Strukturierung entspricht der Gesamtlebensraum Untere Möll im Wesentlichen den Anforderungen der Äsche. Kann die Äsche in der Möll wieder erfolgreich reproduzieren und heranwachsen, kann die Drau verstärkt durch aus der Möll auswandernde Äschen profitieren. In der Möll sind Strandungen, wie sie in der Drau passieren, ausgeschlossen. Je größer also die Zahl in der Möll produzierter Jungäschen, desto stärker kann die Drau mit abwandernden Äschen beimpft werden.

Managementziele für die Untere Möll sind also eine ökologische Optimierung des Spülungsmanagements für den Ausgleichsspeicher Rottau, verbunden mit einem gezielten Laichplatzmanagement (ev. durch Zugabe geeigneter Schotterfraktionen) sowie die Wiederansiedelung der Äsche durch ein fischereiliches Management (Initialbesatz). Detaillierte Vorschläge für Managementmaßnahmen im Möll-Unterlauf werden im Endbericht zum „Fischökologischen Monitoring und Variantenstudie zur Fischrückwanderung am Wehr Rottau, Untere Möll“ (Pinter & Unfer 2012) gemacht.

6.3 Umsetzung weiterer Strukturierungsmaßnahmen in der Drau

Die vorliegende Studie zeigt sehr deutlich, dass juvenile Äschen in der Herbst-/Wintersituation, trotz des erhöhten Strandungsrisikos, fast ausschließlich in den heterogen strukturierten, aufgeweiteten Revitalisierungsbereichen vorgefunden wurden.

Regulierte bzw. durch Blockwurf gesicherte Drauabschnitte hingegen bieten der juvenilen Äsche generell keinen geeigneten Lebensraum. Daraus kann gefolgert werden, dass weitere Maßnahmen zur Hebung der strukturellen Vielfalt jedenfalls unterstützt werden sollten, da sie wesentlich dazu beitragen, die Folgen des Schwallinflusses zu reduzieren.

Hinsichtlich weiterer Strukturierungsmaßnahmen in der Drau können aber auf Basis vorliegender Studie detaillierte Optimierungsvorschläge gemacht werden. Es sollte bei zukünftigen Maßnahmen neben struktureller- auch auf hydraulische Vielfalt geachtet werden. Teilweise sind die neu entstandenen Strukturen v. a. bei niedrigem Basisabfluss Fisch- und Benthosfallen. Anzustreben wäre die Errichtung von Maßnahmen, die auch bei stark variierenden Abflusszuständen ständig benetzt sind und sich im Niederwasserfall zwar von durchströmten zu stehenden Wasserkörpern ändern (hydraulische Vielfalt), aber nicht unmittelbar trocken fallen. Im aktuellen Zustand bieten die Maßnahmenbereiche zwar rund um das Mittelwasser und generell bei höheren Wasserführungen vielfältige Lebensräume, im winterlichen Niederwasserfall ist die Drau nach wie vor ein sehr monotoner Flussschlauch und bietet den Organismen kaum heterogene Strukturen.

Literaturverzeichnis

- Adler, P.H. (1983): The aquatic drift of black flies (Diptera: Simuliidae). *Hydrobiologica* 108:183 - 191.
- Amt der Kärntner Landesregierung/Abteilung 1 - Landesamtsdirektion. 2010. Hydrographischer Dienst - KÄRNTEN. [Online] 10. Mai 2010. [Zitat vom: 10. Mai 2010.] http://info.ktn.gv.at/asp/hydro/daten/abfluss_ext.HTML.
- Amundsen, P.A., H.M. Gabler & F.J. Staldivik (1996): A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data - modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* 48: 607–614.
- AQEM Consortium (2002): Manual for the application of the Aqem system: A comprehensive method to assess European streams using benthic macro-invertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1. www.aqem.de/mains/products.php. 198 pp.
- Arts, M. T., M. T. Brett, and M. J. Kainz, editors. (2009): *Lipids in Aquatic Ecosystems*. Springer Verlag, New York.
- Außerer, B. (2011): 24 Stunden Gang der Drift in der Oberen Drau an der Untersuchungsstelle Rosenheim. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Baars, M., E. Mathes, H. Stein & U. Steinhörster (2001): *Die Äsche*. Die Neue Brehm Bücherei, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 128 pp.
- Bischof, J.E. & H.B.N. Hynes (1969a): Upstream movements of the bentic invertebrates in the speed river, Ontario. *Journ. Fish. Research board of Canada*. Vol. 26 No 2.
- Bournaud & Thibault (1973): La dérive des organismes dans les eaux courantes. *Ann. Hydrobiol.* 4, II-49.
- Bretschko, G. & O. Moog (1990): Downstream effects of intermittent power generation.- *Wat. Sci. Tech.* 22, 5: 127-135.
- Bucher, R. 2002. Feinsedimente in schweizerischen Fließgewässern/Einfluss auf die Fischbestände. Dübendorf : Projekt Fischnetz/EAWAG, 2002.
- Chamoell, R.B. (1985): Comparison of the drift of live and dead *Baetis* nymphes in a weaker water current. *Hydrobiologica* 126: 229- 236.
- Connor, E. J., & Pflug, D. E. (2004): Changes in the Distribution and Density of Pink, Chum, and Chinook Salmon Spawning in the Upper Skagit River in Response to Flow Management Measures. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 3, 835 — 852
- Chovanec, A. und Koller-Kreimel, V. (1999): Indikatoren einer nachhaltigen Nutzung von Oberflächengewässern, in: *Umweltindikatoren für Österreich/Regionale und nationale Maßzahlen zur Dokumentation der Umweltsituation auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung/Tagungsberichte Band 26*. Wien : Umweltbundesamt, 1999.
- Cibrowski, J.H. (1979): The effects of extended photoperiods on the drift of mayfly *Ephemerella subvaria* Mcunnough (Ephemeroptera: Ephemerellidea). *Hydrobiologica* 62 : 209- 214.
- Das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union. (2000): *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. 2000.
- Degerman, E., Näslund, I. und Sers, B. (2000): Stream Habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling sympatry. *Munksgaard : Ecology of Freshwater Fish* 2000: 9:191-201, 2000.
- Dendy, J.S. (1944): The fate of animals in stream drift when carried into lakes. *Ecol. Monogr.* 14: 333- 357.

- Dückelmann, H. (2001): Seehöhen-Biomassen-Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fließgewässern. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, 81 pp.
- Dujmic, A. (1997): Der vernachlässigte Edelfisch: die Äsche; Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. Facultas Verlag Wien, 111 S.
- Eberstaller, J., Jungwirth, M. und Hajny, C. (1993): Fischökologische Untersuchungen im Rahmen des Gewässerbetreuungskonzeptes Obere Drau. Spittal an der Drau : Amt f. Wasserwirtschaft, 1993.
- Eisner, J. & Panek (1993): Auswirkungen der Regulierung und Schwallbelastung des Zillers auf Algen, Zoobenthos und die Drift - Untersuchung im Auftrag der Tauernkraft, 76pp.
- Elliott, J.M. (1965): Daily fluctuations of drift invertebrates in a Dartmoor stream. *Nature*, London, 205, 1127–1129.
- Elliott, J.M. (1967): The life histories and drifting of the Plecoptera and Ephemeroptera in a Dartmoor stream. *J. Anim.: Ecol.* 36: 343- 362.i.
- Elliott, J.M. (1972): Rates of gastric evacuation in brown trout, *Salmo trutta* L. *Freshwater Biology* 2: 1-18 : s.n., 1972.
- Elliott, J.M. (1977): Some methods for the Statistical Analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater biological association, Scientific publications No. 25: 156 pp. (reprinted version 1983).*
- Europäische Kommission (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxemburg.
- Fink, M., Moog, O. und Wimmer, R. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs/Monographien Band 128. Wien : Umweltbundesamt, 2000.
- Flussraumagenda (2007): gefördert im Rahmen des INTERREG III B Alpenraumprogramms,
- Formann, E; Habersack, HM; Schober, S (2007): Morphodynamic river processes and techniques for assessment of channel evolution in Alpine gravel bed rivers. *GEOMORPHOLOGY*. 2007; 90(3-4): 340-355.
- Gerstmeier, R. und Romig, T. (2003): Die Süßwasserfische Europas/für Naturfreunde und Angler. Stuttgart : Frankh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., 2003.
- Gislason J.C. (1985): Aquatic insect in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. *North American Journal of Fisheries management* 5: 39- 46.
- Goedkoop, W., M. Demandt, and G. Ahlgren. (2007): Interactions between food quantity and quality (long-chain polyunsaturated fatty acid concentrations) effects on growth and development of *Chironomus riparius*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64:425-436.
- Graesser, A.K. (1988): Invertebrate drift in three flood-prone streams in South Westland, New Zealand. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 23: 1422-1426.
- Greenberg, L., Svendsen, P. und Harby, A. (1996): Availability of Microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojman, Sweden. Lund : *Regulated Rivers: Research & Management*/Vol. 12, 1996.
- Greimel, F., et al. (in praep.): Characterization of rapid fluctuations by hydro peaking in Austria
- Habersack, H., Klösch, M., Blamauer, B., Seitz, H., Kreisler, A. (2010): Flussmorphologisches Monitoring an der Oberen Drau: Kleblach-Lind und Spittal. *Ergebnisse des Monitorings 2001 bis 2008*. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 18 – Wasserwirtschaft., 336.
- Haertel-Borer, S. (2009): Schwall-Sunk/Auswirkungen des Schwallbetriebs von Wasserkraftwerken auf Fließgewässer. Kastanienbaum : Schweizerische Fischereiberatung (FIBER), 2009.

- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.-P., Kohler, B. (2003): Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19: 589–605.
- Haney, J.F., Beaulieu, T.R., Berry, R.P., Mason, D.P., Miner, C.R., McLean, E.S., Price, K.L., Trout, K.L., Vinton, R.A. und Weiss, S.J. (1983) : 98 Light intensity and relative light change as factors regulating stream drift. *Arch. Hydrobiol.* 97: 73- 88.
- Hauer, C; Mandlbürger, G; Habersack, H (2009): Hydraulically related hydromorphological units: Description based on a new conceptual mesohabitat evaluation model (MEM) using lidar data as geometric input. *River Res Appl.* 2009; 25(1): 29-47.
- Hauer, C., Unfer, G., Haimann, M. & Habersack, H. (submitted): The importance of addressing alluvial bedforms and grain size variability in dewatering areas of hydropeaking reaches.
- Haunschmied, R., et al. (2006): Fischbestandsaufnahmen in Fließgewässern/Handbuch - Methodik. Mondsee : Bundesamt für Wasserwirtschaft/Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, 2006.
- Heissenberger, M., Watzke, J. und Kainz, M. (2010): Effect of nutrition on fatty acid profiles of riverine, lacustrine and aquaculture-raised salmonids of pre-alpine habitats. *s.l. : Hydrobiologia* 650:243-254, 2010, 2010.
- Hellawell, J. (1971): The food of the grayling *Thymallus thymallus* (L.) of the River Lugg, Herefordshire. *s.l. : Journal of Fish Biology* 3: 187-197, 1971.
- Holm, P. (2002): Biologie, Lebensraumsprüche und Gefährdungsursachen der Bachforelle. Basel : Universität Basel, Projekt MGU Mensch Gesellschaft Umwelt, 2002.
- Holzer, G., Unfer, G. & Hinterhofer, M. (2010): Fischereiliche Bewirtschaftung der Äsche mit Brutboxen und „artificial nests“ (2005-2009) und die Auswirkungen der Spülung Rottau auf den Fischbestand in der Restwasserstrecke 2009. Projektsendbericht, im Auftrag des Fischereivereinerverbandes Spittal/Drau, mit Unterstützung des Landes Kärnten und der AHP.
- Huet, M. (1954): Biologie, profiles en long et en travers des eaux courantes. *Bull. Frabz. Pisc.* 175: 41-53.
- Hütte, M. (1994): Die Bedeutung einer Wasserfassung für die Ökologie eines alpinen Baches, Dissertation an der Abteilung für Limnologie, Universität Innsbruck, 1994.
- Hyslop, E.J. (1980): Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411–429.
- Illies, J. & L. Botosaneanu (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. Mitteilungen Nr. 12:* 1-57.
- Illies, J. (Ed.) (1978): *Limnofauna Europaea. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage*, G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam. 532 pp.
- Irvine, J.R. (1985): Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1922- 1927.
- Ivlev, (1955): Selektionsindex zur Beschreibung bestimmter Futterpräferenz einzelner Fischarten. Aus TRUMMER, D.R. (1995): Die makrozoobenthische Drift der Wagrainner Ache, Untersuchungen über die Auswirkungen von Sunk- und Schwellbetrieb auf die Drift, Quantifizierung der Eindrift in den Salzachstau Urreiting. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Ivlev, V. S. (1961): *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Jungwirth, M., et al. (1990): Raum und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau 1, Teilgutachten 4: Ökologie des aquatischen Lebensraums. Wien : s.n., 1990.

Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & S. Schmutz (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. UTB, Stuttgart. 1. Auflage.

Jungwirth, M., Moog, O. & H. Winkler (1980): Vergleichende Fischbestandsuntersuchungen an elf niederösterreichischen Fließgewässerstrecken.- Österr. Fischereigesellschaft; Festschrift 1880-1980: 81-104.

Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, S. & H. Wiesbauer (1990): Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau I, Sachsenburg-Spittal-Mauthbrücken. Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20-Landesplanung; Österreichisches Institut für Raumplanung, Wien. Teilgutachten 4.

KELAG (2010): KELAG- Kraftwerke. [Online] KELAG-Kärntner Elektrizitäts-Aktiengesellschaft, 2010. [Zitat vom: 04. Mai 2010.] http://www.kelag.at/content/page_25.jsp.

Keller, C. (2008): Stellvertreter der Natur/Die Verwendung von Symbolarten in der Naturschutzplanung. Basel : Institut Natur, Landschafts- und Umweltschutz/Universität Basel, 2008.

Koven, W., Y. Barr, S. Lutzky, I. Ben-Atia, R. Weiss, M. Harel, P. Behrens, and A. Tandler. (2001): The effect of dietary arachidonic acid (20 : 4n-6) on growth, survival and resistance to handling stress in gilthead seabream (*Sparus aurata*) larvae. *Aquaculture* 193:107-122.

Lee, D. J., J. N. Roehm, T. C. Yu, and Sinnhuber, R. (1967): Effect of omega-3 fatty acids on growth rate of rainbow trout *Salmo gairdnerii*. *Journal of Nutrition* 92:93-&.

Leyer, I. & K. Wesche (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie, Eine Einführung. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

LIFE-Projekt (2003): Auenverbund Obere Drau Endbericht. At: http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/files/book/LIFE99_NAT_A_006055_Endbericht_Monitor.pdf (20.6.2010)

LIFE-Projekt (s.a.): Lebensader Obere Drau - Flussaufweitung. At: http://www.life-drau.at/palm-cms/upload_files/Downloads/Life_Drau_Rosenheim_Folder.pdf und http://www.life-drau.at/?page=Flussaufweitungen&id=47&menu=53&lng=1&sub_id=3

LIMNEX (2009): Schwall/Sunk in der Hasliaare: Gewässerökologische Untersuchung von Hasliaare und Lütschine – Beurteilung der Schwall-Auswirkungen in je zwei Strecken und Szenarien. Bericht zuhanden Kraftwerke Oberhasli AG, CH-Innertkirchen.

Limnex AG. (2007): Morphologie und Schwallbetrieb in Fließgewässern. Zürich : Bundeamt für Umwelt Abteilung Wasser, 2007.

Lüscher, D. (2009): Grundlagen zu einem Förderungskonzept der Äsche an der Birs. Zürich : Züricher Hochschule für angewandte Wissenschaften/Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen, 2009.

Mader, H., Steidl, T. und Wimmer, R. (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer/Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie/ Monographien Band 82. Wien : Umweltbundesamt, 1996.

Meijering, M.P.D. (1973): Quantitative Untersuchungen zur Drift und Aufwärtswanderung von *Gammarus fossarum* Koch in einem Mittelgebirgsbach. *Verh. Der Gesellschaft f. Ökologie*: 143- 146. Saarbrücken.

Meile, T., Fette, M. & P. Baumann (2005): Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, Limnex. 48 pp.

Moog O., Bloch A., Graf W., Ofenböck T., & I. Stubauer (2005): Anpassung von Modul 1 an die Anforderungen der Wasser-Rahmen-Richtlinie. Endbericht i.A. BMLFUW.

Moog O., Schmidt-Kloiber A., Vogl R. & V. Koller-Kreimel (2010): ECOPROF - Version 3.2. Software zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern nach WRRL.

Moog, O. & R. Wimmer (1990): Grundlagen zur typologischen Charakterisierung österreichischer Fließgewässer. In: *Wasser und Abwasser* 34: 55-211.

- Moog, O. & T. Ofenböck (2000): Österreichs Anteil an den europäischen Ökoregionen. Kapitel 3 in: Fink et al. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs. UBA Monographien Nr. 128, Wien.
- Moog, O. (1991): Schwall- und Sunkprobleme bei der Rückgabe von Betriebswasser der Wasserkraftwerke.- Ber. Jahrestagung 1990 CIPRA, Kranska Gora, YU.
- Moog, O. (1992): Das Konzept der biozönotischen Regionen - ein Hilfsmittel zur Charakteristik anthropogener Einflüsse auf benthische Fließgewässerzönosen.- *Erw. Zus. Jahrestag. 1992 DGL, Konstanz, BRD*: 622-626.
- Moog, O. (1993): Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts.- *Regulated Rivers* 8: 5-14.
- Moog, O. (Ed.) (2002): *Fauna Aquatica Austriaca*. Lieferung 2002. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Moog, O., & W. Heinisch (1991): Macroinvertebrate drift in 4th-order crystalline mountain stream (Wagrainer Ache, Austria). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24, 1897-1907.
- Moog, O., Chovanec, A., Hinteregger, H. & Römer, A. (1999): Richtlinie für die saprobiologische Gewässergütebeurteilung von Fließgewässern. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 144 pp.
- Moog, O., Graf, W., Janecek, B. F. U. & T. Ofenböck (2004): Inventory of Sensitive taxa of Austrian rivers and streams - in: Moog, O. (Ed.) (2004): *Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs*. Teil V – Ergänzungen 2003.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft, Wien.
- Moog, O., Schmid, A., Ofenböck, T. & L. Gerritsen (2001): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Millieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 106 pp., Wien ISBN 3-85 174 - 0432.
- Moritz, C., Füreder, L. & C. Vacha (1993): Gesamtuntersuchung Salzach, Im Auftrag der Salzburger Landesregierung und des BMLF. Österreichisches Institut für Raumplanung, 1993.
- Moritz, C., Pfister P., Schatz I., Kopf T., Steinberger H. & R. Kaufmann (2001): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen, Band 1: Text - Studie im Auftrag der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Tiroler Landesregierung: 205 pp.
- Muhar, S., Egger, G., Kummer, H., Zauner, G., Spolwind, R., Michor, K., Schmutz, S., Pinka, P., Unfer, G., Schludermann, C., Wiesner, C., Hoffmann, A., Preis, S., Jungwirth, M. (2000): Beurteilung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen an Leitha und Drau in Hinblick auf die Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit.. Bericht, im Auftrag des BMLFUW
- Mühlenberg, M. (ed.) (1993): *Freilandökologie*. Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.
- Müller, K. (1954): Investigations on the organic drift in North Swedish streams. *Ann. Rep. for the year 1953*, Lund: 133- 148. Aus RUSSEV (1972).
- Müller, K. (1961): Die Biologie der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) im Lüle Älv (Schwedisch Lapland). s.l. : Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 10: 173-200, 1961.
- Müller, K. (1965): Die Tagesperiodik von Fließgewässerorganismen. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 56: 93- 142.
- Müller, K. (1970): Tages- und Jahresperiodik der Drift in Fließgewässern in verschiedenen geographischen Breiten. *OIKOS Supplementum* 13: 21- 44. Kopenhagen.
- Müller, K. (1974): Stream drift as a chronobiological phenomenon in running water ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5: 309-323.

- Nagy, S. (1980): Contribution to the knowledge of the food of grayling (*Thymallus thymallus*) in the Bela river (western Tatra mountains), Czechoslovakia. *Folia Zoologica* 29: 185–192.
- Needham, P.R. (1928): A net for capture of stream drift organism. *Ecology* 9: 339-342.
- Nielsen, N. S., J. R. Gottsche, J. Holm, X. B. Xu, H. L. Mu, and C. Jacobsen. (2005): Effect of structured lipids based on fish oil on the growth and fatty acid composition in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 250:411-423.
- Nujic, M. (2003): Hydro-AS-2D, ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis, interne Mitteilungen für das Wasserwirtschaftsamt Rosenheim.
- Nykänen, M. & Huusko, A. (2003): Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). Kopenhagen : Ecology of Freshwater Fish 2003/Blackwell Munksgaard, 2003.
- Ofenböck, T., Moog, O., Hartmann, A. & I. Stubauer (2010): Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 211 pp.
- ÖNORM M 6232 (1997): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern (zweisprachige Fassung).- Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 84 pp.
- Perry, S.A. & B. Perry (1986): Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and standing in the Flathead and Kootenai rivers, Montana, USA. *Hydrobiologica* 134: 171- 182.
- Peter, A. und Erb, M. 1996. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. Kastanienbaum : EAWAG/Forschungszentrum für Limnologie, 1996.
- Pfaundler, M., Scheuner, T. & C. Dübendorfer (s.a.): Modul Hydrobiologie: Methode zur Beurteilung des Natürlichkeitsgrades des Abflussregimes von Fließgewässern. At: http://www.modul-stufenkonzept.ch/download/Publication_HYDMOD_WEL.pdf (18.05.2010)
- Pflug, D., & Mobrand, L. (1989): Skagit River salmon and steelhead fry stranding studies. Seattle City Light, Report prepared by R. W. Beck Associates for Seattle City Light, Environmental Affairs Division, Seattle.
- Pichler, F., Michor, K. und Unterlerchner, M. (2004): LIFE Projekt Obere Drau 1. April 99 - 31. Dezember 03/Endbericht. Klagenfurt : Bundeswasserbauverwaltung vertreten durch Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 18 - Wasserwirtschaft, 2004.
- Pinter, K. & Unfer, G. (2012): Fischökologische Monitoring und Variantenstudie zur Fischrückwanderung am Wehr Rottau, Untere Möll. Studie im Auftrag der Verbund Austrian Hydro Power AG.
- Pironneau, O. (1989): Finite Element Methods for Fluids. John Wiley & Sons.
- Riedl, M. (2010): Makrozoobenthos Drift in der Oberen Drau. Masterarbeit der Universität für Bodenkultur am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt. Wien: 133 pp.
- Roos (1957): *Purpura Hypocoagulabilica*. Diss. – Utrecht. Verlag: Schotanus & Jens, Utrecht.
- Russev, B. (1972): Über die Migration von Rheobionten in Fließgewässern. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 18: 730- 734. Stuttgart.
- Scherer, E. (1965): *Naturwissenschaften* 49, 1965 zitiert in WENINGER (1968).
- Schmidt-Kloiber, A. (2002): Deduktion der Fließgewässer-Bioregionen auf Basis multivariater Analysen der wirbellosen Bodenfauna.. Dissertation, Universität für Bodenkultur, 150 pp.
- Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T. & O. Moog (2002): Aquatische Bioregionen – Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel): 145-150.

- Schmutz, S., Egger, G. und Muhar, S. (2001): Definition des guten ökologischen Zustands (gemäß WRRL) für die Flusslandschaftstypen der Möll. Wien : Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, 2001.
- Schmutz, S., et al. (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittlegroßer Fließgewässer; in: Österreichs Fischerei, Jhg. 54/2001, Heft 1, S. 14-27. Wien : Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, 2001.
- Schmutz, S., et al. (2009): Erfahrungen zur Schwallproblematik aus Österreich, in: WASSER-AGENDA 21/Fachtagung Schwall und Sunk. Dübendorf : WASSER-AGENDA 21, 2009.
- Schweizer, S., Neuner, J. & N. Heuberger (2009): Bewertung von Schwall/Sunk- Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. Wasser Energie Luft – 101. Jahrgang, 2009, Heft 3, Baden
- Scott, A. (1985): Distribution, Growth and Feeding of Postemergent Grayling *Thymallus thymallus* in an English River. s.l. : Transactions of the American Fisheries Society 114: 525-531, 1985.
- Scott, A. (1985): Distribution, Growth, and Feeding of Postemergent Grayling *Thymallus thymallus* in an English River. Transactions of the American Fisheries Society 114: 525–531.
- Sempeski, P. & P. Gaudin (1995). Habitat selection by grayling - II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *Journal of Fish Biology* (1995) 47, 345-349.
- Sempeski, P. & P. Gaudin (1996): Size-related shift in feeding strategy and prey-size selection in young grayling (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Zoology* 74: 1597–1603.
- Sempeski, P., P. Gaudin, H. Persat & O. Grolet (1995): Diet selection in early-life stages of grayling (*Thymallus thymallus*). *Archiv für Hydrobiologie* 132: 437–452.
- Sinensky, M. (1974): Homeoviscous adaptation - homeostatic process that regulates viscosity of membrane lipids in *Escherichia coli*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 71:522-525.
- Snyder, R. J. and T. M. Hennessey. (2003): Cold tolerance and homeoviscous adaptation in freshwater alewives (*Alosa pseudoharengus*). *Fish Physiology And Biochemistry* 29:117-126.
- Spindler, T., Zauner, G. und Chovanec, A. (1997): Fischfauna in Österreich/Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung/Monographien Band 87. Wien : Umweltbundesamt, 1997.
- Standhartinger, S. (in praep.): Fischökologisches Monitoring an der Oberen Drau im Jahr 2010; Abschließende Aufnahmen im Rahmen des LIFE-Projekts "Lebensader Obere Drau". Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Stillwell, W. and S. R. Wassall. (2003): Docosahexaenoic acid: membrane properties of a unique fatty acid. *Chemistry and Physics of Lipids* 126:1-27.
- Strahler, A.N. (1957): Quantitative Analysis of Watershed in Geomorphology. In: *Am. Geophys. Union Trans.* 38. In: JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. und SCHMUTZ, S. (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. UTB, Stuttgart.1. Auflage.
- Stubauer, I. & O. Moog (2002): Verfahren zur Anpassung des Saprobien-systems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001* (Kiel).
- Stubauer, I. & O. Moog (2003): Saprobien-Grundzustände österreichischer Fließgewässer.- *Wasserwirtschaftskataster*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien)
- Tamerl, H. (2007):. *Die Speicherkraftwerke der AHP in Kärnten/Strom aus den südlichen Hohen Tauern*. Wien : VERBUND-Austrian Hydro Power AG, 2007.
- Thienemann, A. (1925): *Die Binnengewässer Mitteleuropas*. Vol. 1. Aus der Serie: *Die Binnengewässer* 1. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

TIWAG. (2010): TIWAG- Tiroler Wasserkraft AG/Energie mit Perspektiven. [Online] TIWAG-Tiroler Wasserkraft AG Stabsstelle Communication, 2010. [Zitat vom: 04. Mai 2010.] <http://www.tiroler-wasserkraft.at/de/hn/stromerzeugung/kraftwerkspark/amlach/index.php>.

Tocher, D. R. (2003): Metabolism and functions of lipids and fatty acids in teleost fish. *Reviews in Fisheries Science* 11:107-184.

Trummer, D.R. (1995): Die makrozoobenthische Drift der Waggrainer Ach. Untersuchung über die Auswirkungen von Sunk- und W'Schwellbetrieb auf die Drift, Quantifizierung der Eindrift in den Salzachstau Urreiting. Diplomarbeit der Universität für Bodenkultur am Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft. Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Wien: 129 pp.

Turcotte, P. & P. P. Harper (1982): Drift patterns in a high Andean stream. *Hydrobiologia* 89: 141–151.

Unfer, G. (2009): Fischökologisches Monitoring an der oberen Drau im Rahmen der EU-Life-Projekte. Wien : Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der Universität für Bodenkultur, 2009.

Unfer, G., Haslauer, M., Wiesner, C. & M. Jungwirth (2011): Endbericht zum Life-Projekt „Lebensader Obere Drau“, Fischökologisches Monitoring. Studie im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, Abt. 18 – Wasserwirtschaft.

Unfer, G; Hauer, C; Lautsch, E (2011b): The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria. *ECOL FRESHW FISH*. 2011; 20(3): 438-448. [Fulltext] [Fulltext BOKU-login] [Listed in ISI Web of Science]

Unfer, G., Wiesner, C. & M. Jungwirth (2004): Fischökologisches Monitoring im Rahmen des Life-Projekts "Au-enverbund Obere Drau". Endbericht; Studie im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung Abt. 18 - Wasserwirtschaft.

Vanotte, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, L.R. & C.E. Cushing (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137. In: JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. UTB, Stuttgart.1. Auflage.

Vehanen, T., et al. (2003): Habitat preference by garyling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified hydropeaking riverbed: a contribution to understand the effectiveness of habitat enhancement measures. *Berlin : J. Appl. Ichtyol.* 19 (2003), 15-20, 2003.

Vehanen, T., Jurvelius, J. und Lahti, M. (2005): Habitat utilisation by fish community in a short-term regulated river reservoir. *s.l. : Hydrobiologia* (2005) 545:257-270, 2005.

VERBUND (2007): Die Speicherkraftwerke der AHP in Kärnten. At: http://www.verbund.at/cps/rde/xbcr/SID-67B68D63-86785051/internet/Die_Speicherkraftwerke_der_AHP_in_Kaernten_2007.pdf (18.05.2010)

Wagner, T., M. L. Jones, M. P. Ebener, M. T. Arts, T. O. Brenden, D. C. Honeyfield, G. M. Wright, and M. Faisal. (2010): Spatial and temporal dynamics of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) health indicators: Linking individual-based indicators to a management-relevant endpoint. *Journal of Great Lakes Research* 36:121-134.

WATERS, T.F. (1972): The drift of stream insects. Department of Entomology, Fisheries and Wildlife, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota, Sc. Journal Series 1972, Reprinted from annual review of Entomology, Vol. 17: 253 -272, 6027.

Williams, D.D. & G.L. Levens (1988): Evidence that hunger and limb loss can contribute to stream invertebrate drift. *J.N. Am. Benth. Soc.* 1988:180- 187.

Williams, D.D. & H.B. Hynes (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.

Williams, D.D. & H.B. Hynes (1977): Benthic community development in a stream. *Can. J. Zool.* 55: 1071-1076.

Williams, D.D. (1977): Movements of benthos during the recolonization of temporary streams. *Oikos* 29: 306-312.

Williams, D.D. (1980): Temporal patterns in recolonization of stream benthos. - Arch. Hydrobiol. 90: 56-74.

Wimmer, R. & O. Moog (1994): Katalog der Ordnungszahlen österreichischer Fließgewässer.- Umweltbundesamt, Monographien Bd. 51: 581 pp, ISBN 3-85457-212-3, Wien.

Wimmer, R. und Moog, O. (1994) Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer/Monographien Band 51. Wien : Umweltbundesamt, 1994.

Würz, A. (2001): Die makrozoobenthische Drift an einem regulierten und einem restrukturierten Fließgewässerabschnitt der Melk (NÖ) und Beiträge zur Strömungsabhängigkeit der Drift sowie zur diurnalen und saisonalen Driftperiodizität des Makrozoobenthos. Diplomarbeit der Universität für Bodenkultur am Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft. Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Wien: 182 pp.

Young, P.S., Cech, J.Jr., Thompson, L. C. (2011): Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. Reviews in Fish Biology and Fisheries 21:713–731.

ZAMG. (2009): Wetterrückblick für 2003. ZAMG - Wetterüberblick. [Online] 2009. [Zitat vom: 10. Juni 2009.] http://www.zamg.ac.at/klima/klima_monat/wetterrueckblick/?jahr=2003.

Zelinka, M. & P. Marvan (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer.- Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

Zerz, H.-J. & O. Moog (1991): Makrozoobenthos. In: Jungwirth, M.: Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände. Teil III Restrukturierungsprojekt Melk. Wasserwirtschaft & Wasserversorge, 247-311, BMLF.